

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. 9

第 37 卷 第 9 期 Vol. 37 No. 9

《生物多样性公约》缔约方大会  
第15次会议 (COP15) 专题

主办单位：生态环境部南京环境科学研究所

目次

□《生物多样性公约》缔约方大会第15次会议(COP15)专题

我国水生生物遗传资源保护现状与策略 ..... 刘永新 邵长伟 张殿昌 郑先虎 侯吉伦(1089)

履行《名古屋议定书》背景下病原体共享的规则、挑战与对策 ..... 张小勇(1098)

我国生物遗传资源惠益分享法律机制的优化路径 ..... 牟桐 于文轩(1104)

遗传资源数字序列信息议题的发展动态和中国选择 ..... 刘庆(1109)

浙西南山区自然圣境植物物种多样性及其维持机制 ..... 李颖硕 孙名浩 赵富伟(1115)

其他基于区域的有效保护措施(OECMs)的机遇、挑战及对策分析  
..... 王蕾 卢晓强 刘立 马月 胡飞龙 刘燕(1122)

《生物多样性公约》下有关农药化肥减量要求及我国的对策建议  
..... 刘鑫 王蕾 胡飞龙 马月 于赐刚 卢晓强 刘立 郑苏平(1129)

□专论与综述

有机物质促进污染物化学氧化降解的研究进展  
..... 杨浩 杨璐 祝欣 黄剑波 郭洋 盛峰 龙涛 石佳奇(1137)

□研究报告

区域环境与发展

基于1998—2017年夜间灯光数据的粤港澳大湾区核心区城市建成区时空动态研究 ..... 陆永权 沈宇阳 刘桂林(1147)

中外超大城市生态质量遥感评价 ..... 王美雅 徐涵秋(1158)

精河流域绿洲土地利用及生态系统服务价值时空变化研究 ..... 毋兆鹏 张金燕 王娟娟 吕思雨 李斌才(1168)

自然保护与生态

江苏东台条子泥和如东湿地越冬水鸟多样性研究 ..... 高帅 刘威 张帅 伊剑锋 王征(1176)

大兴安岭中段五岔沟地区蝶类多样性及区系分析 ..... 闫伟东 张莎 郑洪亮 方明 李俊兰(1183)

干旱绿洲区不同生长年限枸杞林地节肢动物群落分布特征 ..... 白燕娇 刘任涛 常海涛(1190)

兴安落叶松林土壤有机碳特征及与其他土壤理化性质关系研究 ..... 王冰 周扬 张秋良(1200)

污染控制与修复

马缨丹在镉、铅、锌复合胁迫下的耐性和解毒机制  
..... 谢倚慧 张明华 熊瑞 李婷 蒲玉琳 徐小逊 李云 张世熔 贾永霞(1209)

钨渣制备玻璃化产物危险特性与力学性能研究 ..... 马兵 杜布云 严小飞 康国栋(1218)

本期执行编辑:王昌群

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2021.0094

刘永新, 邵长伟, 张殿昌, 等. 我国水生生物遗传资源保护现状与策略[J]. 生态与农村环境学报, 2021, 37(9): 1089-1097.

LIU Yong-xin, SHAO Chang-wei, ZHANG Dian-chang, et al. Status and Strategy of Aquatic Genetic Resource Protection in China[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2021, 37(9): 1089-1097.

**编者按:** 联合国《生物多样性公约》缔约方大会第15次会议(CBD COP15)将于2021年10月在中国昆明召开, 同期召开《卡塔赫纳生物安全议定书》第10次缔约方会议和《名古屋遗传资源议定书》第4次缔约方会议。CBD COP15专题分别从生物遗传资源、生物多样性相关传统知识、自然保护区以及农业污染等方面, 选择水生生物遗传资源、遗传资源获取与惠益分享制度、自然圣境、其他基于区域的有效保护措施(OECMs)、农药化肥减量等亟需学界给予更多关注的领域, 特别是对《生物多样性公约》框架下正在讨论的诸多热点问题如病原体共享、遗传资源数字序列信息、OECMs等进行了深入剖析, 既提出了能够引起学界深入讨论的科学、技术和法律问题, 又贡献了有关国际履约和国内管理方面的专家智慧。期望该专题的出版能够引起学界对前述问题的深入思考, 为国家生物多样性保护管理提供多元视角, 也为共建地球生命共同体贡献中国智慧。

## 我国水生生物遗传资源保护现状与策略

刘永新<sup>1</sup>\*, 邵长伟<sup>2</sup>, 张殿昌<sup>3</sup>, 郑先虎<sup>4</sup>, 侯吉伦<sup>5</sup> (1. 中国水产科学研究院, 北京 100141; 2. 中国水产科学研究院黄海水产研究所, 山东 青岛 266071; 3. 中国水产科学研究院南海水产研究所, 广东 广州 510300; 4. 中国水产科学研究院黑龙江水产研究所, 黑龙江 哈尔滨 150076; 5. 中国水产科学研究院北戴河中心实验站, 河北 秦皇岛 066100)

**摘要:** 我国水产品总产量连续30年高居世界首位, 满足了国民30%的动物蛋白需求。水生生物遗传资源是水产优质蛋白有效供给的重要物质基础, 更是未来世界应对食物短缺、保障食品安全的有效途径。水生生物遗传资源与物种多样性和遗传多样性直接相关, 活体资源、标本资源、组织资源和基因资源是水生生物遗传资源收集保存和开发利用的主要形式。当前, 水生生物种类数量急剧减少、精准鉴定尚未大规模开展、利用效率相对较低、保护设施不够完善等因素成为制约水生生物遗传资源高效开发的瓶颈。该文系统总结了我国水生生物遗传资源基本状况, 分析了面临的主要问题, 凝练了遗传资源保护的基本思路和总体目标, 提出了加强水生生物遗传资源保护的发展战略和研究工作, 以期为我国水生生物遗传资源强国建设提供借鉴和参考。

**关键词:** 水生生物; 遗传资源; 保护; 多样性; 战略

**中图分类号:** S917 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2021)09-1089-09

**Status and Strategy of Aquatic Genetic Resource Protection in China.** LIU Yong-xin<sup>1</sup>\*, SHAO Chang-wei<sup>2</sup>, ZHANG Dian-chang<sup>3</sup>, ZHENG Xian-hu<sup>4</sup>, HOU Ji-lun<sup>5</sup> (1. Chinese Academy of Fishery Sciences, Beijing 100141, China; 2. Yellow Sea Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fishery Sciences, Qingdao 266071, China; 3. South China Sea Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fishery Sciences, Guangzhou 510300, China; 4. Heilongjiang River Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fishery Sciences, Harbin 150076, China; 5. Beidaihe Central Experimental Station, Chinese Academy of Fishery Sciences, Qinhuangdao 066100, China)

**Abstract:** The total output of aquatic product in China has been ranked in the first position of the world for consecutive 30 years, meeting 30% of the nation demand for animal protein. Aquatic genetic resources are not only an important material basis for the effective supply of high-quality aquatic protein, but also an effective way to ensure national food security and ecological security. The aquatic genetic resources are directly related with species and genetic diversity, and their main forms are the living, specimen, tissue, cell and gene resources. At present, the serious decline of biodiversity, the lack of large-scale accurate identification of species, and the imperfect protection facilities of germplasm resources have become the bottlenecks restricting the efficient development of aquatic genetic resources. Here, the general overview of aquatic genetic resources in China is systematically summarized, the main existing problems are analyzed, and the general ideas and overall objectives of genetic resources are condensed. On the above basis, the developmental strategies and research topics

收稿日期: 2021-02-18

基金项目: 国家淡水水产种质资源库(FGRC:18537)

① 通信作者 E-mail: liuyx@cafs.ac.cn

are proposed for strengthening the protection of aquatic genetic resources, thus, to lay a solid foundation for realizing the goal of strengthening the country with rich aquatic germplasm resources.

**Key words:** aquatic organism; genetic resources; protection; diversity; strategy

水生生物遗传资源是人类利用水生生物多样性并加以创造,以保证人类生存与发展的可再生的核心资源,能够为捕捞、养殖等渔业生产以及其他人类活动进行开发利用和科学研究的水生生物资源。水生生物遗传资源主要涵盖水生动物和水生植物两个部分,其覆盖的主要目标种类包括鱼类、虾蟹类、贝类、棘皮动物、两栖类和藻类。这些宝贵的遗传资源是支撑开展水产基础研究<sup>[1-3]</sup>、应用研究<sup>[4-6]</sup>,改善国民营养健康<sup>[7-8]</sup>及实施乡村振兴战略<sup>[9-10]</sup>的资源。2019年,《国务院办公厅关于加强农业种质资源保护与利用的意见》(国办发〔2019〕56号)正式印发,强调要坚持保护优先、高效利用、政府主导、多元参与的原则,构建多层次收集保护、多元化开发利用和多渠道政策支持的新格局,为建设现代种业强国、保障国家粮食安全、实施乡村振兴战略奠定坚实基础。由此可见,种质资源的收集和保护工作已经上升为国家战略。

渔业作为农业经济发展的重要组成部分,是世界各国保障优质蛋白供给和食物安全的重要基础。水产养殖是全球食品生产增长最快的部分,在过去30年中以年均8%的速度持续增长<sup>[11]</sup>。水产品已成为继谷类、牛奶之后食物蛋白的第3大来源,全球70亿人口动物蛋白摄入量的15%以上来源于水产品。中国拥有世界上最为丰富的水生生物遗传资源,是世界水产养殖第1大国<sup>[12]</sup>。2018年,世界水产养殖产量为8210万t<sup>[13]</sup>;2019年,我国水产养殖产量为5079.07万t<sup>[14]</sup>,占世界养殖产量的61.86%。水生生物遗传资源作为水产养殖业健康发展的重要基础,强化其收集保护与高效利用,既是产业发展的迫切需要,也是深入贯彻中央决策部署,深入实施“藏粮于地、藏粮于技”战略的有效举措,更是未来解决世界食物短缺、保障优质蛋白有效供给的根本途径。该文针对我国水生生物遗传资源现状进行系统总结,深入分析未来发展面临的机遇与主要问题,提出进行水生生物遗传资源有效开发利用的重点任务和主要措施,可为相关普查收集行动和保护政策制定提供参考依据。

## 1 我国水生生物遗传资源概况

### 1.1 水生生物遗传资源多样性丰富

在物种多样性方面,我国水域面积辽阔,生境

组成众多,纵跨温带、热带和亚热带,孕育了丰富的水生生物资源。根据不完全统计,我国鱼类有3纲46目311科1213属3685种<sup>[15-17]</sup>,虾蟹类1纲8目123科693属2351种<sup>[18-20]</sup>,贝类5纲28目287科1117属3914种<sup>[21-24]</sup>,棘皮动物5纲18目66科160属245种<sup>[25]</sup>,两栖类3目11科36属250种<sup>[26]</sup>,藻类18纲80目200科713属7002种。此外,从国外引进的各类水生生物约150种,其中,鱼类50多种。二级以上珍贵稀有的水生野生动物48种<sup>[12]</sup>。

我国水生生物在世界生物多样性中具有重要地位。1991至2020年,利用丰富的水生生物遗传资源培育出经全国水产原种和良种审定委员会审定的品种总计229个,占我国现有水生生物比例不足千分之一,由此表明我国水生生物遗传资源的开发利用还有大量工作亟待开展。截至目前,通过国家审定的水产新品种类别主要包括选育种132个、杂交种61个、引进种30个、其他类6个。育成品种覆盖的水产养殖对象包括鱼类95个(淡水鱼类83个、海水鱼类12个)、贝类41个、虾类22个、藻类22个、蟹类8个、棘皮动物类7个、鳖类4个。品种培育的主体涵盖了5个类别的科研部门与推广机构,其培育新品种数量分别为科研院所113个、高等院校66个、良种场16个、企业25个、推广机构9个,科研院所是培育水产新品种数量最多的机构。

### 1.2 水生生物遗传资源保护体系建立

我国水生生物遗传资源收集保护研究始于20世纪80年代,先后经历了4个重要的历史发展阶段。1981—1985年,开展了长江、珠江、黑龙江流域的草鱼(*Ctenopharyngodon idellus*)、鲢(*Hypophthalmichthys molitrix*)、鳙(*Hypophthalmichthys nobilis*)等主要淡水鱼原种收集与考种研究,基本明晰了三江水系3种鱼的生长性能及遗传差异,为开展种质资源保护和品种选育打下基础;1986—1995年,开展了淡水鱼类种质鉴定技术和种质资源库建设研究,建立了青鱼(*Mylopharyngodon piceus*)、草鱼、鲢、鳙、鲂(*Megalobrama skolkovii*)等大宗淡水鱼类的天然生态库和人工生态库,探索了从形态、细胞遗传、生化和分子水平的种质鉴定技术;1996—2005年,开展了水产养殖对象种质保存技术研究,建立了主要养殖鱼类的种质保存技术标准;2006—2015年,保

存了大量重要水产养殖种类的活体、标本、胚胎、细胞和基因等实物资源,奠定了水生生物遗传资源规模化开发的基础。

受气候变化、生态环境破坏和水体污染等因素影响,天然水域水生生物资源锐减,部分名贵物种濒临灭绝,需要开展水生生物遗传资源收集、整理和保护工作。我国水生生物遗传资源保护主要包括原生境和非原生境保护两种形式。原生境保护的主要形式为水产种质资源保护区。2007—2017年,我国先后建立了国家级水产种质资源保护区535处,覆盖了我国29个省份,为400多种水生生物的产卵场、索饵场、越冬场和洄游通道等关键栖息场地提供了原地保护,构建了覆盖我国主要海区和内陆流域的水生生物种质资源保护网络。这些保护区的建立,扩大了水生生物的保护范围和规模,为我国水生生物遗传资源的有效保护和开发利用奠定基础。非原生境保护的主要形式包括遗传育种中心、原良种场和遗传资源保存分中心。目前,我国已建成31个遗传育种中心、84家国家级水产原良种场、820家地方级水产原良种场和35家遗传资源保存分中心(表1)。通过对我国主要水生生物遗传资源的系统梳理和初步保存,形成了水生生物非原生境保护的体系架构。

表1 我国水生生物遗传资源非原生境保存情况

Table 1 Status of non-native habitats preservation for aquatic genetic resources in China

保存机构	机构数量	保存类型	保存数量
遗传育种中心	31	育成品种	171个
国家级原种场	39	原种	26个
国家级良种场	45	引进种	30个
		选育种	107个
		杂交种	58个
		活体	2 028种
		精子和细胞	513种
种质资源保存分中心	35	DNA	1 396种
		基因	102种
		标本	6 543种

### 1.3 水生生物遗传资源鉴定评价稳步推进

我国水生生物经济性状的精准鉴定工作处于起步阶段,已有工作集中在主要养殖种类生长、品质、抗病、抗逆、性别等重要性状的鉴定研究<sup>[27-32]</sup>。在功能基因鉴定和性状调控网络解析等方面进展显著,构建了半滑舌鳎(*Cynoglossus semilaevis*)<sup>[33]</sup>、扇贝(*Pectinidae*)<sup>[34]</sup>、牡蛎(*Ostrea gigas tnumb*)<sup>[35]</sup>等20多种重要养殖种的高密度遗传连锁图谱,定位了若干与重要经济性状密切相关的数量性状位点

(QTL)和分子标记<sup>[36-39]</sup>,筛选和克隆了一批与重要经济性状相关的功能基因<sup>[6,40-42]</sup>;建立了多个功能基因验证技术体系和平台,阐明了功能基因调控性状的分子机制;获得了具有重要育种价值的功能基因并应用于育种实践,如鉴定到控制罗非鱼(*Oreochromis mossambicus*)<sup>[43]</sup>、半滑舌鳎<sup>[2]</sup>的性别决定基因,揭示了性别调控的表观遗传机理,建立了全雄罗非鱼<sup>[44]</sup>、全雄黄颡鱼<sup>[45]</sup>、全雌牙鲆(*Paralichthys olivaceus*)<sup>[46]</sup>苗种生产技术。水生生物分子生物学基础研究取得了重要突破或进展,其中,对鲤<sup>[47]</sup>、鲫(*Carassius auratus*)<sup>[38]</sup>、草鱼<sup>[48]</sup>、扇贝<sup>[49]</sup>等功能基因的研究处于国际领先水平,但其成果应用于品种改良尚需进行深入探索。除了这些水产经济生物,针对部分诸如水生植物、两栖类等科研价值高且有遗传价值的类群也开展了系列鉴定评价工作,如宽叶泽苔草(*Alismataceae*)<sup>[50]</sup>、大型浮萍(*Spirodela polyrhiza*)<sup>[51]</sup>等物种。

在基因组资源挖掘方面,我国自2010年起相继破译了太平洋牡蛎(*Crassostrea gigas*)<sup>[52]</sup>、半滑舌鳎<sup>[2]</sup>、鲤<sup>[1]</sup>、大黄鱼(*Larimichthys crocea*)<sup>[53]</sup>、牙鲆<sup>[3]</sup>、栉孔扇贝(*Azumapecten farreri*)<sup>[54]</sup>、海带(*Laminaria japonica*)<sup>[55]</sup>等的全基因组序列,相关论文发表于*Nature*、*Nature Genetics*等国际顶级学术期刊,起到了引领水产基因组研究的作用。同时,启动了银鲫(*Carassius auratus gibelio*)、中国对虾(*Fenneropenaeus chinensis*)等物种全基因组测序计划。此外,针对众多水产经济养殖生物,也分别利用转录组、简化基因组等技术手段,开发了大量基因组资源。这些重要水生生物全基因组信息及其详细的分子解析,将为水生生物经济性状的遗传解析、品种改良、病害防控等研究提供重要参考和指导。总体来看,我国在全基因组测序数量、质量和高水平论文发表等方面处于国际领跑地位。

### 1.4 水生生物遗传资源种质创新成效显著

利用我国水生生物遗传资源,培育了一批优质、抗逆、抗病的水产优异种质。如建立了转基因鱼理论模型,创制了育性可控、生长速度快的转基因黄河鲤和北方鲤,其生长速度分别较对照组快114%和180%,使我国在鱼类转基因方面的研究处于国际领先水平<sup>[56]</sup>。发掘了与抗病性状紧密连锁的分子标记,培育的鲤抗疱疹病毒病新品系成活率提高70%<sup>[57]</sup>,牙鲆抗鳃弧菌新品种成活率提高20%<sup>[58]</sup>,草鱼抗出血病新品系成活率提高30%。发现了性别特异分子标记<sup>[59-62]</sup>,建立了分子标记辅助性控技术,培育出全雄黄颡鱼和乌鳢、全雌牙鲆和

大菱鲆。初步建成分子水平的种质鉴定技术、选育技术和保种技术体系,尤其是基于亲本遗传距离的选种技术将传统选育与分子选育结合起来,解决了标记(基因)应用于育种的技术难题<sup>[63-64]</sup>。全基因组育种技术不断完善,研发了高通量低成本的全基因组基因分型技术 2b-RAD 系统,开发了新型全基因选择模型和算法,突破了水生生物全基因选择育种实际应用的技术瓶颈,建成国际上第 1 个水生生物的全基因组选择育种平台,率先应用全基因组选择育成“蓬莱红 2 号”栉孔扇贝、“鲆优 2 号”牙鲆等新品种,使水生生物全基因组选择育种研究走在国际前列<sup>[65]</sup>。

## 2 我国水生生物遗传资源保护面临的问题

### 2.1 种类急剧减少,数量明显下降

我国是水生生物遗传资源大国,数量众多,分布区域广,仅海洋生物就占全球总数的 11%。随着我国经济社会的快速发展,受水利水电工程、酷渔滥捕以及水环境污染等不利因素的影响,我国水生生物种类和数量急剧减少,资源量显著下降。据统计,中国 1 443 种内陆鱼类中,已灭绝 3 种,区域灭绝 1 种,极危 65 种,濒危 101 种,易危 129 种,近危 101 种<sup>[66]</sup>。作为世界 4 大渔场之一的舟山渔场,自 20 世纪 70 年代末开始,受大规模、无节制、不计后果的滥捕影响,渔业资源急速下降,区域内海洋生态系统遭受破坏。曾经的代表性捕捞对象“四大海产”的大黄鱼、小黄鱼、带鱼、乌贼占渔获物比例不断下降,现在更是“一鱼难求”。渤海曾经是以其特殊的地理条件而成为经济鱼虾类的索饵场、产卵场、越冬场和洄游通道的重要海域。但现今,渤海具有重要经济价值的渔业资源种类从过去的 70 余种减少到 30 余种,生物资源量不足 20 世纪 80 年代的 20%,一些鱼类的传统渔汛更是基本消失。面对形势如此严峻的水生生物遗传资源现状,我国相关机构和学者开展了大量的资源收集和保存工作,但相对于资源总量来讲,目前收集和保存的种类仍偏少。同时,如南美白对虾、大菱鲆等非我国原产经济种类,遗传资源更是被国外所控制,相关国家出台了严厉的管控措施,禁止活体资源出口,造成上述养殖对象的种质更新困难。

### 2.2 精准鉴定未大规模开展,优异基因资源发掘滞后

我国水生生物遗传资源虽然初步开展了表型和基因型鉴定工作,但总体而言,研究深度和广度严重不足。在表型性状鉴定方面,生长、品质、抗

病、抗逆、饲料转化率、机械化加工等性状高通量精准测量和鉴定技术严重缺乏;在基因型鉴定方面,不同资源的生境特征、生物学特性、生产性能和种群遗传多样性水平、基因型特点等尚未系统展开;在表型和基因型数据库构建方面,包含以性状特征、种群遗传多样性组成和优异性状遗传规律为主体的内容缺乏有效整合,数据分析和信息共享平台尚未形成网络化。水生生物种类、数量众多,在部分种类收集和保护的实践中,对所收集物种的判定以传统的形态学分类法为主。这种基于形态学测量数据开展的分类方法存在诸多局限性,对一些进化关系较近且形态差异较小的种进行判定时,会形成误判。同时,部分经济品种的种质在进行苗种生产时,亲本来源混杂,近亲繁殖严重,生产的苗种质量差,种质衰退严重,采用传统的形态学方法,无法避免此现象。

### 2.3 重要性状解析深度不够,资源利用效率相对偏低

我国主要养殖种类经济性状的遗传解析工作取得了一定成效,但遗传资源的挖掘深度和广度方面不够,性状精准鉴定和全基因组水平上的基因型鉴定处于起步阶段;经济性状的遗传调控网络解析缺乏深度,基因资源挖掘和利用程度明显不足,基础研究与育种实践脱节现象较为严重,难以满足现代种业发展需求。我国水生生物资源总量庞大,已开发利用的物种比例不足千分之一。诸多具有食用、观赏或药用价值的种类尚未被挖掘利用,其主要原因是对其生物学、生理学、发育生物学等基础研究缺乏,亲体生殖过程的内分泌调控机制及其与环境和营养的互作关系不明;生殖精准调控、亲鱼高效催产、受精卵孵化等重要参数尚未获取;饲料、水质、设施和生态系统可控的繁育和配套养殖工艺技术还未掌握。这导致众多具备开发潜力的水生生物遗传资源没有实现全人工规模化繁育,出现了遗传资源利用效率偏低的现状。

### 2.4 保护与鉴定设施不完善,缺乏交流与实时共享机制

目前,已建立的水生生物遗传资源保护场所受限于设计水平和经济实力,整体设施配备水平仅能够维持保存场所的基本运转;水质监测和饲养管理等日常工作仍需人工操作,导致日常开销中人员经费所占比例过高。现有国家级水产种质资源保护区由所在地县级以上渔业行政主管部门管理,部分原种场和良种场依托于企业运行,缺乏长期稳定的经费支持,部分保存场所科研条件不足,技术力量

薄弱,仅能开展数量有限的遗传资源收集、饲养和繁育工作;因为缺乏系统的遗传资源保护利用方案和科学规划,繁育过程中时常发生杂交、回交等状况,导致所保存遗传资源的优良性状出现退化。我国水生生物遗传资源保存场所较分散,交流共享机制相对缺乏,在一定程度上影响了资源的互换与高效利用。当前,我国水生生物遗传资源相关知识产权保护的法律法规尚未正式颁布,无法为新种质创制和保护提供法律保障。此类法律法规的缺失,造成知识产权拥有人被侵权后维权难度较大,一定程度上阻碍了遗传资源有效交流与充分共享。

### 3 我国水生生物遗传资源保护策略

#### 3.1 基本思路

依据我国水生生物遗传资源种类众多但特优物种稀少、水产养殖产业庞大但拳头型产品缺乏的基本现状,贯彻“创新、协调、绿色、开放、共享”的发展理念,坚持产业导向、问题导向和需求导向,以渔业供给侧结构性改革为主线,以实现水生生物遗传资源有效保护为核心目标,以水生生物遗传资源保护机制创新为动力,以水生生物遗传资源创新利用能力提升为重点,坚持依法保护,加大政策支持,强化科技驱动,建立健全水生生物遗传资源保护、精准鉴定和动态监测预警体系,建立水生生物遗传资源信息共享服务平台,开创保护与利用相结合、资源优势和产业优势相融合的新格局,为加快推进我国水产养殖业绿色发展提供有力支撑。

#### 3.2 总体目标

水生生物遗传资源保存体系进一步健全,重要经济性状评价体系进一步完善,显著提升遗传资源的研究、监测和保护能力,全面实现遗传资源保护技术和创新体系的标准化、规范化、现代化。水生生物遗传资源保护率达到50%以上,改良率达到60%以上,确保主要经济种类遗传资源不丢失、遗传特性不改变、经济性状不降低;建立资源互通、信息共享的水生生物遗传资源保护和利用平台,培育20家左右以开发特色遗传资源为主业的产业化龙头企业,促进遗传资源有效保护和可持续利用,实现我国由水生生物遗传资源大国向资源强国转变,支撑全面建成社会主义现代化强国。

#### 3.3 发展战略

加强我国水生生物遗传资源保护,科技是第一动力和核心要素。围绕科技原始创新和水生生物产业发展的重大需求,以“广泛收集、妥善保存、深入评价、积极创新、共享利用”为基本方针,以安全

保护和高效利用为攻关重点,统筹规划,分步实施,集中力量攻克水生生物遗传资源保护和利用中的重大科学问题和关键技术难题,进一步增加我国水生生物遗传资源保存数量和多样性,充分发掘、创制优异种质和基因资源,显著提升遗传资源种质创新能力和利用效率,夯实遗传资源保护基础条件和服务平台,推进水生生物遗传资源在保护中利用、在利用中保护的协调发展,切实发挥遗传资源在解决水生生物科技重大问题中的支撑作用,为水产育种体系建设和现代种业创新发展提供必要的物质基础。

### 4 我国水生生物遗传资源保护研究工作

#### 4.1 水生生物遗传资源系统收集与高效保护

在遗传资源调查和监测方面,针对重要水生生物资源数量、分布和变化趋势开展调查和动态监测,客观反映监测海区和流域水生生物种质资源现状,评估重要水生生物关键栖息生境演替规律,结合关键栖息地长时期监测资料,提出水生生物种质资源保护与利用建议,持续评估重要水生生物资源保护与利用措施的实施效果;建立水生生物主要病害监测预警技术,做好主要病原的流行病学研究,结合历史资料分析病害发生规律及其与环境关系,如季节、水温、水质、养殖密度,建立实时有效的病害监测与预警系统;制定人工繁殖种类增殖放流和外来物种入侵评价标准与规范,进行人工繁殖种类及外来物种定期监测,开展水域人工增殖放流和引种的潜在风险评估,提出防范生物入侵的具体策略与有效措施。

在遗传资源收集与保存方面,加快建立和完善水生生物遗传资源保护体系,实现具有重要经济价值和濒危物种资源的抢救性保护。针对我国丰富的水生生物遗传资源,根据不同水产养殖种类特定的气候、温度和水质要求,按照各海域和各主要流域等不同生态功能区,建设水生生物遗传资源收集和保存分中心。如在黑龙江、黄河、长江和珠江等流域分别建立冷水鱼类遗传资源中心、北方水生生物遗传资源中心、长江水生生物遗传资源中心和南方水生生物遗传资源中心;在3大海区分别建立黄渤海、东海和南海水生生物遗传资源中心。以各遗传资源保存中心为基础,认定一批种质评估测试中心和养殖性状测试基地,评估和测试重要水生生物的遗传多样性、育种材料的遗传特征和新品种的经济性状等。

#### 4.2 水生生物遗传资源精准鉴定与深度挖掘

在遗传资源表型精准鉴定方面,依托现有水生生物遗传资源保护体系,采用通用技术规范开展水生生物遗传资源的表型调查,调查性状应做到从定性到定量、从表型到生理生化的量化鉴定。获得种质表型数据后,系统分析样品间表型遗传相似度,进行群体聚类 and 遗传多样性分析;通过生理生化检测技术,分析水生生物生长与品质、发育与性别、抗病与抗逆等性状的生理生化指标;建立包括种质名称、分类学地位、地理来源、生理生化指标等信息的遗传资源表型数据库。在表型鉴定技术层面,建立高通量表型鉴定技术,为水生生物种质资源精准鉴定提供技术支撑。

在遗传资源基因型高通量鉴定方面,利用水生生物遗传资源表型鉴定数据,根据染色体数目和形态特征,采取细胞学方法区分水生生物遗传资源;基于微卫星 (simple sequence repeats, SSR)、单核苷酸多态性 (single nucleotide polymorphism, SNP) 等分子标记,解析重要水生生物种质的结构特征和遗传多样性;建立以线粒体细胞色素氧化酶 I 亚基 (cytochrome oxidase I subunit, COI) 基因片段等为特定标记的水生生物种质 DNA 条形码技术;开展品质、抗病、抗逆、饲料转化率等性状的全基因组水平基因型鉴定,建立水生生物核心种质的表型和基因型联合数据库,全面掌握其性状特征、种群遗传多样性组成和优异性状遗传规律。

#### 4.3 水生生物遗传资源种质创新与特色开发

在种质创新利用技术研发方面,针对主要水产养殖生物,深入开展选择育种、杂交育种、多倍体育种、性别控制等常规育种技术研究,同时建立以分子标记辅助、多基因聚合、全基因组选择、分子设计、基因组编辑、表观遗传辅助等为主体的分子育种技术体系。研制高通量 SNP 芯片,建立基于系谱和分子亲缘关系的全基因组最佳线性无偏估计 (GBLUP) 遗传评估技术;构建适用于水生生物的高效、高特异性、低脱靶率的基因组编辑系统;建立和完善具有物种可适性、新型高效的水生生物基因导入技术体系;建立以甲基化、非编码 RNA、组蛋白为标记的表观辅助育种技术。集成常规育种技术和分子育种技术,建立以生长、性别、品质、抗病、抗逆、高饲料转化率等目标性状改良为主的现代水生生物育种技术体系。

在特色遗传资源开发利用方面,针对高值水生生物特色养殖对象,开展基础生物学研究、遗传资源调查和遗传多样性分析,从进化与功能生物学方

面揭示其生存机制;研究特色养殖对象繁殖生态、生存环境和营养需求,建立特种养殖对象高效保种、繁育和养殖技术体系。针对名优鱼类遗传资源,创制速生、高产、体型优美和色彩鲜明的新种质;开展名优鱼类培育技术、规模化人工繁殖技术、批量化苗种培育技术研究;采取与生产企业紧密结合的方式进行苗种规模化繁育技术集成示范,建立品种繁育与推广的技术规范和标准,形成名优特色品种的苗种产业化开发平台,推动其产业化发展。

#### 4.4 水生生物遗传资源基础建设与信息共享

在遗传资源基础条件设施建设方面,加快建立和完善种质资源库、遗传育种中心、原良种场、苗种繁育单位和育种创新基地等场所硬件设施配备,长期稳定支持保护设施的管理、维护和运行。在进行种质繁殖与更新维护过程中,对于不同物种 (品系) 的杂交工作要谨慎,避免此类人工杂交物种在自然界的随机扩散,污染自然基因库。推进建立种类丰富、类型多样的不同水生生物类群的保护基地或原种场,创建优质的保存条件与环境场所,从而满足不同水生生物类群的多元化保护需求。建立水生生物遗传资源超级计算平台,从计算机体系结构、并行处理、网络安全、性能和软件开发等方面实现水生生物遗传资源数据整合共享的便捷性和安全性。

在遗传资源信息共享服务平台建设方面,依托全国水生生物遗传资源保护体系,针对具有重要经济价值和濒危水生生物,建立基因测序、鉴定、识别等遗传资源发掘技术体系,制定和完善各类水生生物遗传资源的收集、整理和保存技术规范及描述标准,打造以基因、细胞、病原等为主体的水生生物遗传资源数据库。搭建信息化和智能化的物联网公共服务平台,实现对种质资源信息、良种选育方法、苗种质量监控技术等生产要素智能化控制和科学化管理,实现水生生物遗传资源高效利用的现代化。基于云存储、云计算、搜索引擎等,搭建水生生物遗传资源物联网管理平台,促进遗传资源存储、分类、优化、管理的信息化和智能化。

#### 4.5 水生生物遗传资源知识普及与公众参与

在保护激励方式方面,建立水产种质资源保护区、种质资源库、原良种场等不同生境保护机构的联动机制,探索水生生物遗传资源综合利用的盈利模式,提出激励社团、企业和个人等不同层次相结合的水生生物遗传资源保护具体措施,充分调动保护水生生物的各种社会资源。在政策制定方面,推动国家水产种质资源保护区规划的建立与完善,将

其纳入年度工作绩效的考核指标中,制定耕地占用、良种保护、农资综合等补贴政策,实行资金扶持、准入优惠、税收减免等奖励政策。在落实措施方面,鼓励各种社会力量参与保护水生生物遗传资源及其栖息生境,通过增加渔民经济收入,促进渔民保护水生生物的意识 and 行为得到加强,营造全社会保护和合理利用水生生物遗传资源的良好氛围。

在创新保护人才评价方面,重点培养和引进分类学、保护生物学、基因组学等相关领域的水生生物遗传资源专业人才。创立科学合理的水生生物遗传资源绩效考核和人才评价机制,建立高水平、高素质、高能力和高热情的人才工作队伍,充分调动从事水生生物遗传资源保护工作研究人员的积极性、主动性和创造性。推动科研人员创新的水生生物种质、培育的重要成果及研发的相关核心技术纳入科技成果产权交易平台挂牌交易,提高水生生物遗传资源共享利用效率,促进资源、信息及技术与交流互通,切实提升水生生物遗传资源安全保护能力与高效利用水平。

## 5 总结与展望

我国水生生物遗传资源的保护研究虽然取得了一定进展,但尚有海量的遗传资源需要进一步收集保存、深度挖掘和创新利用。在全球经济一体化发展的大背景下,以国内大循环为主体、国内国际双循环的全新发展格局正逐步形成。未来水产种业将会面临更加激烈的竞争,只有自主掌握重要的水生生物遗传资源,创制过硬的拳头型新产品,才能够在这场激烈的竞争中拥有核心竞争力和权威话语权。水生生物遗传资源是开展渔业基础研究探索、核心技术研发和产业健康发展的战略性资源,是打赢水产种业翻身仗的必备物质基础。加强水生生物遗传资源科学保护与合理利用,培育具有优质、抗病、抗逆、高产等优异性状的水产新品种,方可满足我国水产养殖业的多元化需求,提升水产养殖业良种覆盖率和增产贡献率。

### 参考文献:

- [1] XU P, ZHANG X F, WANG X M, *et al.* Genome Sequence and Genetic Diversity of the Common Carp, *Cyprinus carpio* [J]. *Nature Genetics*, 2014, 46(11): 1212-1219.
- [2] CHEN S L, ZHANG G J, SHAO C W, *et al.* Whole-genome Sequence of a Flatfish Provides Insights into ZW Sex Chromosome Evolution and Adaptation to a Benthic Lifestyle [J]. *Nature Genetics*, 2014, 46(3): 253-260.
- [3] SHAO C W, BAO B L, XIE Z Y, *et al.* The Genome and Transcriptome of Japanese Flounder Provide Insights into Flatfish Asymmetry [J]. *Nature Genetics*, 2017, 49(1): 119-124.
- [4] 陈丽娇, 杨怀宇, 张静怡, 等. 中国北方南美白对虾不同养殖模式环境影响生命周期评价 [J]. *生态与农村环境学报*, 2019, 35(8): 986-991. [CHEN Li-jiao, YANG Huai-yu, ZHANG Jing-yi, *et al.* Environmental Life Cycle Assessment of Different *Penaeus vannamei* Systems in Northern China [J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2019, 35(8): 986-991.]
- [5] PENG W Z, XU J, ZHANG Y, *et al.* An Ultra-high Density Linkage Map and QTL Mapping for Sex and Growth-related Traits of Common Carp (*Cyprinus carpio*) [J]. *Scientific Reports*, 2016, 6: 26693.
- [6] QIANG J, CUI Y T, TAO F Y, *et al.* Physiological Response and MicroRNA Expression Profiles in Head Kidney of Genetically Improved Farmed Tilapia (GIFT, *Oreochromis niloticus*) Exposed to Acute Cold Stress [J]. *Scientific Reports*, 2018, 8(1): 172.
- [7] 刘焕亮. 我国主要水产品营养成分的研究 [J]. *科学养鱼*, 2000(7): 11-12.
- [8] 蔡路鸣, 年琳玉, 吕艳芳, 等. 海洋生物活性物质主要功能特性的研究进展 [J]. *食品工业科技*, 2017, 38(7): 376-380, 384. [CAI Lu-yun, NIAN Lin-yu, LÜ Yan-fang, *et al.* Research Progress on the Main Functional Characteristics of Marine Bioactive Substances [J]. *Science and Technology of Food Industry*, 2017, 38(7): 376-380, 384.]
- [9] 刘永新, 方辉, 来琦芳, 等. 我国盐碱水渔业现状与发展对策 [J]. *中国工程科学*, 2016, 18(3): 74-78. [LIU Yong-xin, FANG Hui, LAI Qi-fang, *et al.* The Current State and Development Strategy for China's Saline-alkaline Fisheries [J]. *Engineering Sciences*, 2016, 18(3): 74-78.]
- [10] 李梦龙, 郑先虎, 吴彪, 等. 我国水产种质资源收集、保存和共享的发展现状与展望 [J]. *水产学杂志*, 2019, 32(4): 78-82. [LI Meng-long, ZHENG Xian-hu, WU Biao, *et al.* Advances and Prospects in Research on Collection, Preservation and Sharing of Aquaculture Germplasm Resources in China [J]. *Chinese Journal of Fisheries*, 2019, 32(4): 78-82.]
- [11] 郝向举, 胡红浪. 全球水产养殖前景分析 [J]. *中国水产*, 2015(3): 39-41.
- [12] 刘英杰, 刘永新, 方辉, 等. 我国水产种质资源的研究现状与展望 [J]. *水产学杂志*, 2015, 28(5): 48-55, 60. [LIU Ying-jie, LIU Yong-xin, FANG Hui, *et al.* Advances and Prospect in Research on Aquaculture Germplasm Resources in China [J]. *Chinese Journal of Fisheries*, 2015, 28(5): 48-55, 60.]
- [13] 联合国粮食及农业组织. 世界渔业和水产养殖状况 [R/OL]. (2020) [2021-02-18]. <https://doi.org/10.4060/ca9229en>. [FAO. The State of World Fisheries and Aquaculture [R/OL]. (2020) [2021-02-18]. <https://doi.org/10.4060/ca9229en>.]
- [14] 农业农村部渔业渔政管理局. 中国渔业统计年鉴 [M]. 北京: 中国农业出版社, 2020: 17. [Fisheries Administration of Ministry of Agriculture and Rural Affairs. *China Fisheries Yearbook* [M]. Beijing: China Agriculture Press, 2020: 17.]
- [15] 成庆泰, 郑葆珊. 中国鱼类系统检索 [M]. 北京: 科学出版社, 1987: 1. [CHENG Qing-tai, ZHENG Bao-shan. *Systematic Searching of China Fishes* [M]. Beijing: Science Press, 1987: 1.]

- [16] 孟庆闻. 鱼类分类学 [M]. 北京: 中国农业出版社, 1996: 1. [MENG Qing-wen. Systematics of Fishes [M]. Beijing: Chinese Agriculture Press, 1996: 1.]
- [17] 朱元鼎. 中国动物志 圆口纲 软骨鱼纲 [M]. 北京: 科学出版社, 2001: 1. [ZHU Yuan-ding. Fauna of China Cyclostomata Chondrichthyes [M]. Beijing: Science Press, 2001: 1.]
- [18] 沈嘉瑞, 戴爱云. 中国动物图谱: 甲壳动物 (第 2 册) [M]. 北京: 科学出版社, 1964: 1. [SHEN Jia-ru, DAI Ai-yun. Animal Atlas of China: Crustaceans (Leaflet 2) [M]. Beijing: Science Press, 1964: 1.]
- [19] 宋大祥, 匡溥人. 中国动物图谱: 甲壳动物 (第 4 册) [M]. 北京: 科学出版社, 1980: 1. [SONG Da-xiang, KUANG Bo-ren. Animal Atlas of China: Crustaceans (Leaflet 4) [M]. Beijing: Science Press, 1980: 1.]
- [20] 董丰茂, 戴爱云. 中国动物图谱: 甲壳动物 (第 1 册) [M]. 北京: 科学出版社, 1982: 1. [DONG Yu-mao, DAI Ai-yun. Animal Atlas of China: Crustaceans (Leaflet 1) [M]. Beijing: Science Press, 1982: 1.]
- [21] 张玺, 齐钟彦, 楼子康, 等. 中国动物图谱: 软体动物 (第 1 册) [M]. 北京: 科学出版社, 1964: 1-11. [ZHANG Xi, QI Zhong-yan, LOU Zi-kang, et al. Animal Atlas of China: Mollusk (Leaflet 1) [M]. Beijing: Science Press, 1964: 1-11.]
- [22] 齐钟彦, 马绣同, 刘月英, 等. 中国动物图谱: 软体动物 (第 4 册) [M]. 北京: 科学出版社, 1985: 1. [QI Zhong-yan, MA Xiu-tong, LIU Yue-ying, et al. Animal Atlas of China: Mollusk (Leaflet 4) [M]. Beijing: Science Press, 1985: 1.]
- [23] 齐钟彦, 林光宇, 马绣同, 等. 中国动物图谱: 软体动物 (第 3 册) [M]. 北京: 科学出版社, 1986: 1. [QI Zhong-yan, LIN Guang-yu, MA Xiu-tong, et al. Animal Atlas of China: Mollusk (Leaflet 3) [M]. Beijing: Science Press, 1986: 1.]
- [24] 齐钟彦, 马绣同, 楼子康, 等. 中国动物图谱: 软体动物 (第 2 册) [M]. 北京: 科学出版社, 1989: 1. [QI Zhong-yan, MA Xiu-tong, LOU Zi-kang, et al. Animal Atlas of China: Mollusk (Leaflet 2) [M]. Beijing: Science Press, 1989: 1.]
- [25] 张凤瀛, 廖玉麟, 吴宝铃, 等. 中国动物图谱: 棘皮动物 [M]. 北京: 科学出版社, 1964: 1. [ZHANG Feng-ying, LIAO Yu-lin, WU Bao-ling, et al. Animal Atlas of China: Echinodermata [M]. Beijing: Science Press, 1964: 1.]
- [26] 胡淑琴, 赵尔宓, 等. 中国动物图谱: 两栖类: 爬行类 [M]. 北京: 科学出版社, 1987: 1. [HU Shu-qin, ZHAO Er-mi, et al. Animal Atlas of China: Amphibian; Reptile [M]. Beijing: Science Press, 1987: 1.]
- [27] TONG J G, SUN X W. Genetic and Genomic Analyses for Economically Important Traits and Their Applications in Molecular Breeding of Cultured Fish [J]. Science China: Life Sciences, 2015, 58(2): 178-186.
- [28] YU Y, LIU J W, LI F H, et al. Gene Set Based Association Analyses for the WSSV Resistance of Pacific White Shrimp *Litopenaeus vannamei* [J]. Scientific Reports, 2017, 7: 40549.
- [29] LIU X D, CHEN N, GAO X J, et al. The Infection of Red Seabream Iridovirus in Mandarin Fish (*Siniperca chuatsi*) and the Host Immune Related Gene Expression Profiles [J]. Fish & Shellfish Immunology, 2018, 74: 474-484.
- [30] LU D L, MA Q, WANG J, et al. Fasting Enhances Cold Resistance in Fish through Stimulating Lipid Catabolism and Autophagy [J]. The Journal of Physiology, 2019, 597(6): 1585-1603.
- [31] SUN C F, SUN H L, DONG J J, et al. Correlation Analysis of Mandarin Fish (*Siniperca chuatsi*) Growth Hormone Gene Polymorphisms and Growth Traits [J]. Journal of Genetics, 2019, 98(2): 1-10.
- [32] HUANG W, CHENG C H, LIU J S, et al. Fine Mapping of the High-pH Tolerance and Growth Trait-related Quantitative Trait Loci (QTLs) and Identification of the Candidate Genes in Pacific White Shrimp (*Litopenaeus vannamei*) [J]. Marine Biotechnology, 2020, 22(1): 1-18.
- [33] JIANG L M, CHU G N, ZHANG Q Q, et al. A Microsatellite Genetic Linkage Map of Half Smooth Tongue Sole (*Cynoglossus semilaevis*) [J]. Marine Genomics, 2013, 9: 17-23.
- [34] WANG L L, SONG L S, ZHANG H, et al. Genetic Linkage Map of Bay Scallop, *Argopecten irradians irradians* (Lamarck 1819) [J]. Aquaculture Research, 2007, 38(4): 409-419.
- [35] SHI Y H, KUI H, GUO X M, et al. Genetic Linkage Map of the Pearl Oyster, *Pinctada martensii* (Dunker) [J]. Aquaculture Research, 2009, 41(1): 35-44.
- [36] WANG X H, FU B D, YU X M, et al. Fine Mapping of Growth-related Quantitative Trait Loci in Yellow River Carp (*Cyprinus carpio haematoperus*) [J]. Aquaculture, 2018, 484: 277-285.
- [37] JIAO W Q, FU X T, DOU J Z, et al. High-resolution Linkage and Quantitative Trait Locus Mapping Aided by Genome Survey Sequencing: Building up an Integrative Genomic Framework for a Bivalve Mollusc [J]. DNA Research, 2014, 21(1): 85-101.
- [38] QI X Z, XUE M Y, YANG S B, et al. Ammonia Exposure Alters the Expression of Immune-related and Antioxidant Enzymes-related Genes and the Gut Microbial Community of Crucian Carp (*Carassius auratus*) [J]. Fish & Shellfish Immunology, 2017, 70: 485-492.
- [39] QI H G, SONG K, LI C Y, et al. Construction and Evaluation of a High-density SNP Array for the Pacific Oyster (*Crassostrea gigas*) [J]. PLoS One, 2017, 12(3): e0174007.
- [40] LONG Y, YAN J, SONG G, et al. Transcriptional Events Co-regulated by Hypoxia and Cold Stresses in Zebrafish larvae [J]. BMC Genomics, 2015, 16: 385.
- [41] ZHANG Y F, MAUDUIT F, FARRELL A P, et al. Exposure of European Sea Bass (*Dicentrarchus labrax*) to Chemically Dispersed Oil Has a Chronic Residual Effect on Hypoxia Tolerance but Not Aerobic Scope [J]. Aquatic Toxicology, 2017, 191: 95-104.
- [42] FU Q, YANG Y J, LI C, et al. The CC and CXC Chemokine Receptors in Channel Catfish (*Ictalurus punctatus*) and Their Involvement in Disease and Hypoxia Responses [J]. Developmental & Comparative Immunology, 2017, 77: 241-251.
- [43] TAO W J, CHEN J L, TAN D J, et al. Transcriptome Display during Tilapia Sex Determination and Differentiation as Revealed by RNA-Seq Analysis [J]. BMC Genomics, 2018, 19(1): 1-12.
- [44] 杨景峰, 徐桂珠. 罗非鱼全雄控制技术研究进展 [J]. 内蒙古民族大学学报 (自然科学版), 2003, 18(4): 318-322. [YANG Jing-feng, XU Gui-zhu. Advance on Control Technique of Monosex

- Male Tilapia[J]. Journal of Inner Mongolia University for Nationalities (Natural Sciences, Quarterly), 2003, 18(4): 318-322.]
- [45] LIU H Q, GUAN B, XU J, *et al.* Genetic Manipulation of Sex Ratio for the Large-scale Breeding of YY Super-male and XY All-male Yellow Catfish [*Pelteobagrus fulvidraco* (Richardson)] [J]. Marine Biotechnology, 2013, 15(3): 321-328.
- [46] LIU Y X, WANG G X, LIU Y, *et al.* Genetic Verification of Doubled Haploid Japanese Flounder, *Paralichthys olivaceus* by Genotyping Telomeric Microsatellite Loci [J]. Aquaculture, 2012, 324/325: 60-63.
- [47] LÜ H Z, ZHOU T, DONG C J, *et al.* Genome-wide Identification, Evolution, and mRNA Expression of Complement Genes in Common Carp (*Cyprinus carpio*) [J]. Fish & Shellfish Immunology, 2020, 96: 190-200.
- [48] LU X B, CHEN Y X, CUI Z W, *et al.* Characterization of Grass Carp CD40 and CD154 Genes and the Association between Their Polymorphisms and Resistance to Grass Carp Reovirus [J]. Fish & Shellfish Immunology, 2018, 81: 304-308.
- [49] LI L, TAN K, ZHANG H K, *et al.* Effects of High Stocking Density on the Galectin Gene Expression in Noble Scallop *Chlamys nobilis* under Bacterial Infection [J]. Fish & Shellfish Immunology, 2020, 105: 263-269.
- [50] YUE X L, CHEN J M, GUO Y H, *et al.* Fine-scale Spatial Genetic Structure of an Endangered Marsh Herb, *Caldesia grandis* (Alismataceae) [J]. Genetics and Molecular Research, 2012, 11(3): 2412-2421.
- [51] ZHAO X Y, YANG J J, LI G J, *et al.* Genome-wide Identification and Comparative Analysis of the WRKY Gene Family in Aquatic Plants and Their Response to Abiotic Stresses in Giant Duckweed (*Spirodela polyrhiza*) [J]. Genomics, 2021, 113(4): 1761-1777.
- [52] ZHANG G F, FANG X D, GUO X M, *et al.* The Oyster Genome Reveals Stress Adaptation and Complexity of Shell Formation [J]. Nature, 2012, 490(7418): 49-54.
- [53] WU C W, ZHANG D, KAN M Y, *et al.* The Draft Genome of the Large Yellow Croaker Reveals Well-developed Innate Immunity [J]. Nature Communications, 2014, 5: 5227.
- [54] LI Y L, SUN X Q, HU X L, *et al.* Scallop Genome Reveals Molecular Adaptations to Semi-sessile Life and Neurotoxins [J]. Nature Communications, 2017, 8(1): 1721.
- [55] YE N H, ZHANG X W, MIAO M, *et al.* Saccharina Genomes Provide Novel Insight into Kelp Biology [J]. Nature Communications, 2015, 6: 6986.
- [56] 汪亚平, 何利波. 我国转基因鱼研制的历史回顾与展望 [J]. 生物工程学报, 2016, 32(7): 851-860. [WANG Ya-ping, HE Li-bo. Retrospect and Prospect of Transgenic Fish Breeding in China [J]. Chinese Journal of Biotechnology, 2016, 32(7): 851-860.]
- [57] 孙佳鑫, 石连玉, 姜晓娜, 等. 镜鲤抗疱疹病毒 (CyHV-3) F<sub>4</sub> 抗病品系病毒表达量评估 [J]. 上海海洋大学学报, 2021, 30(2): 258-265. [SUN Jia-xin, SHI Lian-yu, JIANG Xiao-na, *et al.* Research on Expression of Virus in *Cyprinid herpesvirus 3* (CyHV-3) F<sub>4</sub> Disease Resistant Strains [J]. Journal of Shanghai Ocean University, 2021, 30(2): 258-265.]
- [58] 徐田军, 陈松林, 田永胜, 等. 牙鲆抗鳃弧菌病家系筛选及其分析 [J]. 中国水产科学, 2010, 17(1): 59-68. [XU Tian-jun, CHEN Song-lin, TIAN Yong-sheng, *et al.* Comparative Analysis of Disease Resistance among Japanese Flounder (*Paralichthys olivaceus*) Families [J]. Journal of Fishery Sciences of China, 2010, 17(1): 59-68.]
- [59] 高建军, 高泽霞, 王卫民. 鱼类性别决定及性别特异分子标记的研究进展 [J]. 水产科学, 2010, 29(7): 432-437. [GAO Jian-jun, GAO Ze-xia, WANG Wei-min. Advancement on Research of Sex Determination and Sex-specific Markers in Fish [J]. Fisheries Science, 2010, 29(7): 432-437.]
- [60] 刘改艳, 陈昆慈, 郑光明, 等. SSR-BSA 技术对乌鳢性别差异标记的初步筛选 [J]. 水产学报, 2011, 35(2): 170-175. [LIU Gai-yan, CHEN Kun-ci, ZHENG Guang-ming, *et al.* Screening and Identification of Female-specific DNA Fragments in *Channa argus* Using SSR-BSA [J]. Journal of Fisheries of China, 2011, 35(2): 170-175.]
- [61] 丹成, 王达, 桂建芳. 黄颡鱼性别连锁标记 Pf62-Y 的染色体定位 [J]. 水生生物学报, 2014, 38(1): 184-186. [DAN Cheng, WANG Da, GUI Jian-fang. Chromosomal Localization of Sex-linked Marker Pf62-Y in Yellow Catfish [J]. Acta Hydrobiologica Sinica, 2014, 38(1): 184-186.]
- [62] 林晓煜, 肖世俊, 李完波, 等. 大黄鱼性别特异 SNP 标记的开发与验证 [J]. 水产学报, 2018, 42(9): 1329-1337. [LIN Xiao-yu, XIAO Shi-jun, LI Wan-bo, *et al.* Development and Validation of Sex-specific SNP Markers in *Larimichthys crocea* [J]. Journal of Fisheries of China, 2018, 42(9): 1329-1337.]
- [63] 孙效文, 鲁翠云, 贾智英, 等. 水产动物分子育种研究进展 [J]. 中国水产科学, 2009, 16(6): 981-990. [SUN Xiao-wen, LU Cui-yun, JIA Zhi-ying, *et al.* The Progress of Molecular Marker-based Breeding for Aquatic Species [J]. Journal of Fishery Sciences of China, 2009, 16(6): 981-990.]
- [64] 鲁翠云, 匡友谊, 郑先虎, 等. 水产动物分子标记辅助育种研究进展 [J]. 水产学报, 2019, 43(1): 36-53. [LU Cui-yun, KUANG You-yi, ZHENG Xian-hu, *et al.* Advances of Molecular Marker-assisted Breeding for Aquatic Species [J]. Journal of Fisheries of China, 2019, 43(1): 36-53.]
- [65] DOU J Z, LI X, FU Q, *et al.* Evaluation of the 2b-RAD Method for Genomic Selection in Scallop Breeding [J]. Scientific Reports, 2016, 6: 19244.
- [66] 曹亮, 张鹏, 臧春鑫, 等. 通过红色名录评估研究中国内陆鱼类受威胁现状及其成因 [J]. 生物多样性, 2016, 24(5): 598-610. [CAO Liang, ZHANG E, ZANG Chun-xin, *et al.* Evaluating the Status of China's Continental Fish and Analyzing Their Causes of Endangerment through the Red List Assessment [J]. Biodiversity Science, 2016, 24(5): 598-610.]

作者简介: 刘永新 (1979—), 男, 黑龙江齐齐哈尔人, 研究员, 博士, 主要研究方向为水产遗传育种。E-mail: liuyx@cafs.ac.cn

(责任编辑: 李祥敏)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2021.0153

张小勇.履行《名古屋议定书》背景下病原体共享的规则、挑战与对策[J].生态与农村环境学报,2021,37(9):1098-1103.

ZHANG Xiao-yong.Rules,Challenges and Countermeasures of Sharing of Pathogens in the Context of the Implementation of the Nagoya Protocol[J].Journal of Ecology and Rural Environment,2021,37(9):1098-1103.

## 履行《名古屋议定书》背景下病原体共享的规则、挑战与对策

张小勇 (中国社会科学院大学法学院,北京 102488)

**摘要:**及时共享病原体对于尽早识别病原体、开展风险评估、启动循证干预措施以及开发诊断工具、疫苗和药品至关重要。《名古屋议定书》的谈判过程显示,病原体在其范围之内。《名古屋议定书》的序言段落明确提及了病原体,不仅如此,其关于获取和惠益分享的一般规则以及特殊考虑的规则适用于病原体。随着《名古屋议定书》进入履约阶段,病原体共享面临着不同方面的挑战。履行《名古屋议定书》造成了某些病原体共享延迟或受限的后果。《名古屋议定书》与世界卫生组织《共享流感病毒以及获取疫苗和其他惠益的大流行性流感防范框架》的关系至今未获得明确界定。技术的发展使得数字序列信息有取代有形材料的趋势,而《名古屋议定书》在规制数字序列信息的利用上存在严重漏洞。为了应对这些挑战,缔约方不仅要在国内层面上引入特殊的措施、程序和安排,而且要在集体协商决策的基础上推出切实有效的对策。通过这些努力,未来病原体共享将会在公共卫生防范和应对过程中发挥更加有力的作用。

**关键词:**《名古屋议定书》;获取和惠益分享;病原体共享;数字序列信息

**中图分类号:** D99 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2021)09-1098-06

**Rules, Challenges and Countermeasures of Sharing of Pathogens in the Context of the Implementation of the Nagoya Protocol.** ZHANG Xiao-yong (School of Law, University of Chinese Academy of Social Sciences, Beijing 102488, China)

**Abstract:** Timely sharing of pathogens is critical for pathogens early identification, risk assessment, evidence-based interventions initiation, and subsequent development of diagnostic tools, vaccines and medicines. The negotiating history of the Nagoya Protocol indicates that the pathogens falls within the scope of the Nagoya Protocol. The preamble of the Nagoya Protocol explicitly refers to pathogens, and not only that, but its general rules on access and benefit-sharing as well as special considerations also apply to pathogens. The issue of pathogen sharing faces different aspects of challenges as the Nagoya Protocol requires states' compliance. Since the Nagoya Protocol takes the bilateral approach to the access and benefit-sharing, the implementation of the Nagoya Protocol has resulted in the delay or limit of sharing of certain pathogens, such as for seasonal influenza virus. The relationship between the Nagoya Protocol and the Pandemic Influenza Preparedness Framework for the Sharing of Influenza Viruses and Access to Vaccines and other Benefits has not yet been clearly defined, thereby producing legal uncertainty surrounding the sharing of influenza viruses with human pandemic potential. The tendency that the use of digital sequence information presumably substitutes the physical materials has emerged as a result of technology developments, but the Nagoya Protocol leaves a major gap in regulating the use of digital sequence information, especially for the sharing of benefits arising from the use of digital sequence information. The Contracting Parties should introduce special measures, procedures and arrangements at the domestic level, such as fast-track procedure for access to pathogens. At the same time, the Contracting Parties should put forward effective countermeasures based on collective consultative decision-making in order to respond to the challenges. In the future, the sharing of pathogen will play stronger role in the public health preparedness and response through the efforts made by the Contracting Parties.

**Key words:** Nagoya Protocol; access and benefit-sharing; sharing of pathogen; digital sequence information

2014年生效的关于遗传资源的获取与惠益分享的《名古屋议定书》(以下简称《议定书》)旨在进一步实施《生物多样性公约》(以下简称《公约》)的第三项目标。在谈判过程中,发展中国家和发达国

收稿日期: 2021-03-15

基金项目: 生态环境部生物多样性调查、观测和评估项目(2018-2019)

家围绕《议定书》是否适用于病原体的问题产生了严重分歧,这不仅关乎双方的切身利益,而且对全球公共卫生安全具有重要影响。最后通过的《议定书》文本并没有直接规定病原体的适用问题,而是间接地认可了《议定书》对病原体的适用。《议定书》因此成为唯一的规制病原体的共享(获取)和惠益分享活动的国际法律文书。然而,在履行《议定书》的过程中,病原体的共享面临着一些不容忽视的挑战,这不利于全球公共卫生防范和应对。当前新冠肺炎全球大流行引发了人们对于快速共享病原体(特别是病毒)样本及其基因序列数据等问题的高度关注。展望未来,为了落实《议定书》中的公正、公平和保护全球公共卫生的原则,各缔约方应当更加深入地履行《议定书》涉及病原体的义务,同时,各国也应当大力推动国际合作,以有效应对病原体共享面临的挑战。只有如此,病原体共享才能协助人类社会战胜各种传染病的威胁。为此,该文首先解析《议定书》中对病原体适用的规则,其次阐明病原体共享在履行《议定书》过程中面临的挑战,最后就如何应对这些挑战提出相关对策。

## 1 《名古屋议定书》中对病原体适用的规则

### 1.1 相关背景

《议定书》的谈判经由2004年《公约》第七次缔约方大会的授权而正式启动。在2009年之前,病原体问题并不在谈判议程之上。但几乎在同一时期,世界卫生组织各会员国正在进行着关于共享流感病毒问题的谈判。该谈判起因于2006年12月印度尼西亚做出的拒绝共享H5N1流感病毒样本的决定,谈判的目标是建立一个关于共享流感病毒和获取疫苗及其他惠益的国际机制<sup>[1]</sup>。实际上,这两场多边谈判牵涉的议题高度关联,并在谈判进程和结果上相互影响。

2009年,有关病原体的提议在《议定书》谈判中出现,发达国家要求将病原体明确排除在《议定书》的适用范围之外,发展中国家则主张《议定书》适用于病原体。双方争议的焦点在于发达国家是否应当与发展中国家分享利用病原体所产生的惠益(如疫苗)。2010年10月29日,包含了全面折中方案的《议定书》文本在《公约》第十次缔约方大会上获得通过,其中关于病原体问题的解决方案是,《议定书》序言相关段落明确提及病原体,而正文对病原体的适用问题不做规定,但针对健康紧急情况(health emergency)及此种情况期间的获取和惠益分享问题做出特别规定。

### 1.2 规则解析

《议定书》序言第十六段指出,“本议定书缔约方意识到世界卫生组织《国际卫生条例(2005)》和为了公共健康防范和应对的目的确保获取人类病原体的重要性。”这段表述发挥了将病原体纳入《议定书》适用范围的作用。理由有二:其一,序言也是《议定书》的组成部分,其既然提及病原体,那么病原体就在《议定书》的适用范围之中,否则就没有必要专门提及它<sup>[2]</sup>;其二,以特殊的一类病原体——病毒为例,其含有可复制的DNA或RNA,而它们正是“遗传功能单位”,病毒当然也具有实际或潜在的价值,这些都使病毒符合《公约》中的遗传资源定义<sup>[3]</sup>。该序言段使用的措辞同时反映了发展中国家和发达国家所追求的利益,前者想要确保公共卫生努力的普及性以及由《国际卫生条例(2005)》所提供的重要指导,而后者意图加强要求缔约方提供病原体获取的法律基础,尤其在发生紧急情况期间为了确保及时和高效地开展应对目的的研发活动<sup>[4]129</sup>。

由于《议定书》适用于病原体,因此《议定书》关于遗传资源的获取(第6条)、公正和公平的惠益分享(第5条)、遵守获取和惠益分享的国内立法或规制要求(第15条)和监测利用遗传资源(第17条)等规定适用于病原体。这些规定体现了《议定书》规制获取和惠益分享活动的双边模式。该模式的运作依赖于遗传资源的提供国和其他国家利用者之间的互动行为。具体来看,为了利用而获取遗传资源,应当经过资源提供方的事先知情同意,除非另有决定;利用者应当与提供方订立共同商定条件,并遵照这些条件与提供方公正和公平地分享由利用此种资源产生的惠益。必须指出的是,为了实现《议定书》赋予提供方的要求事先知情同意和分享惠益的权利,提供方应当建立关于获取和惠益分享的国内立法或规制要求。

不仅如此,《议定书》还引入了旨在阻止“不当利用”遗传资源的重要规定,其明确要求利用者所在的缔约方采取两类措施:一类措施涉及遵守提供方的获取和惠益分享国内立法或规制要求,《议定书》要求利用者所在的缔约方采取立法、行政或政策措施并规定,在提供遗传资源的缔约方获取和惠益分享国内立法或规制要求对事先知情同意和共同商定条件做出规定的情况下,其管辖范围内利用的遗传资源是按照事先知情同意所获取,并且订立了共同商定条件;另一类措施涉及监测利用遗传资源,《议定书》要求缔约方采取监测利用遗传资源并

提高此种利用透明度的措施,包括指定一个或多个检查点。

尽管《议定书》正文未出现病原体的字眼,但第 8(b)条明显回应了健康紧急情况下迅速获取病原体和迅速分享惠益的关切。不过第 8(b)条并没有给缔约方设置实质性的义务,缔约方负担的只是“适当注意”和“考虑”的义务。一方面,这要求缔约方适当注意各国或国际上确定的各种威胁或损害人类、动物或植物健康的当前或迫在眉睫的紧急情况。这里提到的国际上确定的紧急情况显然涵盖了世界卫生组织依据《国际卫生条例(2005)》宣布的“国际关注的突发公共卫生事件”。由于当前在国际上不存在一个具有约束力的当地或国家健康紧急情况的定义,国家层面上的紧急情况只能由受影响国自主决定<sup>[5]186</sup>。另一方面,第 8(b)条要求缔约方考虑是否需要迅速获取遗传资源以及迅速公正和公平地分享利用此种资源所产生的惠益,包括让有需要的国家,特别是发展中国家获得负担得起的治疗。“迅速”获取和分享惠益强调了应对上的有效性和高效性,缔约方有必要在国内法中设置特别程序和安排,例如“快速通道程序”(fast-track procedure),以便在授予事先知情同意之前批准获取。第 8(b)条还有一个值得关注的规定,即迅速的惠益分享涵盖了让有需要的发展中国家获得负担得起的治疗,这体现了一个多边式的解决方案,因为惠益分享并不指向某个国家,而是有需要的发展中国家<sup>[4]134</sup>。

## 2 病原体共享面临的挑战

### 2.1 履行《议定书》将会延迟或限制病原体的共享

按照《议定书》的规定,遗传资源的获取和惠益分享应当符合事先知情同意和共同商定条件的要求,而履行这两项要求有赖于缔约方的国内立法。因此,共享病原体以及共享相关惠益的活动将会在各缔约方制定的互不相同的立法框架下展开,为了实现共享,接受样本的当事方需要按照相关缔约方的立法申请获得事先知情同意,并且需要与提供样本的当事方谈判有关共享样本和共享惠益的条件。这种在个案基础上逐一达成双边安排的要求必然费时费力,牵涉高昂的交易成本。如果某些缔约方国内立法规定的适用范围、程序和要求存在不明确和不清晰的问题,共享病原体将会变得更加复杂和困难。面对在紧急情况下迅速和高效共享病原体的客观要求,履行《议定书》将会延迟或限制病原体的共享,而这肯定会影响风险评估和疫苗开发等医

疗干预措施的速度<sup>[6]</sup>。

以季节性流感病毒为例。当前季节性流感病毒在世界卫生组织协调的“全球流感监测和应对系统(GISRS)”所属的各实验室之间进行共享,具体做法是,国家流感中心将病毒样本发送给世界卫生组织流感合作中心,供其鉴定和分析,随后合作中心确定可用于流感疫苗开发的候选疫苗病毒,以便在每年 2 月和 9 月举行的流感疫苗成分会议上进行推荐。2018 年 7 月,某国家流感中心在向世界卫生组织流感合作中心寄送流感病毒分离株之前告知合作中心,根据该国履行《议定书》的立法,共享季节性流感病毒还需满足额外要求,包括合作中心要向该国卫生部和负责履行《议定书》的国家主管部门出具一封“接受函”,该函件应含有共享病毒的详细信息,以及合作中心不会将样本与第三方共享和用于商业目的的承诺。此外,合作中心还被告知在寄送样本前需要获得国家卫生检疫办公室的批准。这些要求都妨碍了与合作中心及时共享病毒样本,而且对 2018 年 9 月的南半球疫苗成分会议造成了影响<sup>[7]</sup>。事实上,通过 GISRS 共享的季节性流感病毒样本的数量极大,要求就每份样本满足事先知情同意和共同商定条件的要求会耗费大量时间和资源,从而影响对于季节性流感的公共卫生应对。

### 2.2 《议定书》与《共享流感病毒以及获取疫苗和其他惠益的大流行性流感防范框架》的关系不明

第六十四届世界卫生大会在 2011 年 5 月通过的《共享流感病毒以及获取疫苗和其他惠益的大流行性流感防范框架》(以下简称《框架》),是一份不具有法律约束力的国际文书,它确立了关于共享(获取)H5N1 病毒和其他可能引起人间大流行的流感病毒以及获取(共享)惠益的规则。显然,《议定书》与《框架》规制的是同一类活动,而且在适用范围上有重叠之处,但关键的问题在于,这两份国际文书具有何种关系?尤其在履行《议定书》背景下,考虑到《议定书》要求在个案基础上获得事先知情同意以及达成共同商定条件,如果《议定书》也适用于可能引起人间大流行的流感病毒,这很可能削弱甚至损害《框架》构建的多边基础上的共享病毒和惠益系统,从而严重拖延此种病毒的共享,并影响防范和应对未来可能出现的大流行性流感。

《议定书》其实提供了处理自身与其他国际文书之间关系的相关规则,即如果存在一个符合且不违背《议定书》目标的专门性获取和惠益分享国际文书,就该专门性文书涵盖的特定遗传资源以及为该专门性文书的目的而言,该文书将优先于《议定

书》而适用。那么,《框架》是否是《议定书》下的一个专门性获取和惠益分享国际文书?由于《议定书》通过时《框架》尚未产生,从《议定书》中不可能得到这个问题的答案,不仅如此,《议定书》也没有提供识别一个国际文书是否为专门性获取和惠益分享国际文书的标准。此外,尽管在《框架》谈判中提出过相关建议,但《框架》并没有包含处理其与《议定书》关系的规则。可见,《议定书》与《框架》的关系处于一种不明确的状态。鉴于该状况,履行《议定书》不可避免地会给共享可能引起人间大流行的流感病毒带来很大的法律上的不确定性。随着更多的缔约方颁布有关履行《议定书》的国内立法,解决这种不确定性并减少全球公共卫生安全风险的需要越来越迫切<sup>[8]</sup>。

### 2.3 《议定书》在规制数字序列信息的利用上存在严重漏洞

近年来,随着基因测序技术的飞速发展,尤其是测序变得更加快捷、廉价、精确,这就生成了巨大体量的数字序列信息(例如基因序列数据以及其他类型的序列数据)<sup>[9]</sup>。这些数据被储存在世界各地的各种数据库中,且包括可公开访问的公共数据库。与此同时,信息技术的进步显著扩展了处理这些序列数据的知识和能力。相关学科的发展更是为基因序列数据的分析和利用提供了有效工具。生物信息学作为一个新的跨学科领域,综合应用生物学、计算机科学和信息技术对基因序列数据和生物学数据进行解释和分析,如序列比对、基因功能预测等等。合成生物学让基于某个数字序列合成一个有形的DNA片段或分子成为可能,而其在利用上无异于从某个生物体提取到并加以复制的片段或分子。

上述技术和学科的发展为研究人员开辟了新的研究路径。从各种数据库中提取数据并进行分析利用,就可以实现许多先前需要通过利用有形遗传资源才能实现的目的,相应地,获取有形的资源就失去了其必要性<sup>[10]</sup>。以病毒为例,病毒样本可作为DNA和RNA序列而得到分析,并作为信息而非材料进行共享。基因序列数据能够使研究人员通过将病毒的组成成分分解为正确的序列而获得病毒的“指令”,同时在根本无需有形病毒样本的条件下,就可以让研究人员重新组装这些成分以达到数字化检测DNA和RNA病毒毒株的目的<sup>[11]</sup>。利用基因序列数据不仅容易合成病毒,而且在某些情况下,基因序列数据在疫苗和药物等商业产品开发过程中可以替代有形样本。疫苗制造商现在可以使

用专门机器,将数字形式的基因序列数据转化为分子,甚至是整个病毒,然后用各种方法将这些分子和病毒用于制造疫苗<sup>[12]</sup>。

需要强调的是,《议定书》适用于“有形的”遗传资源,而基于这些资源所生成的序列数据并不在适用范围之列。这意味着,如果从公共数据库获取来自于某个国家遗传资源的基因序列数据,并用于研究和开发活动,这将不会触发《议定书》针对获取和惠益分享所设定的各项义务。正因为如此,发展中国家表达了以下关切,即基因序列数据的利用在很大程度上发生在一个免于负担惠益分享义务的场景之下。换言之,研发机构和人员通过利用序列数据规避了《议定书》中的惠益分享义务。毫无疑问,这种局面将会对实现《议定书》公正公平地分享利用遗传资源所产生惠益的目标造成负面影响。显然,由于《议定书》只规制为了利用有形材料所进行的获取和惠益分享活动,基因序列数据的利用处于不受《议定书》规制的状况,就此而言,《议定书》在规制基因序列数据的利用上存在严重漏洞。

## 3 应对病原体共享所面临挑战的对策

### 3.1 《议定书》后续谈判的对策

#### 3.1.1 在《议定书》中认可《框架》为专门性获取和惠益分享国际文书

这是为了应对《议定书》与《框架》关系不明的挑战而提出的对策。就它们的关系而言,关键是要明确《框架》是否是《议定书》第4.4条提及的专门性获取和惠益分享国际文书,如果是的话,《议定书》就不适用于可能引起人间大流行的流感病毒,这样就消除了共享可能引起人间大流行的流感病毒问题上的法律不确定性。根据第4.4条规定,要成为一个专门性国际文书应当满足一个重要条件,即符合并且不违背《公约》和《议定书》的目标。《框架》的目标是建立一个公正、透明、公平、高效和有效的系统,从而在同等基础上共享可能引起人间大流行的流感病毒以及获取疫苗和其他惠益。这显然符合且不违背《议定书》的目标,两者都追求实现公正公平地分享利用遗传资源所产生惠益的目标。不过有观点指出,《框架》是一个支持公共卫生的关于共享病原体和相关惠益的国际文书,而公共卫生努力的一个目标是要根除致病的病原体,因此《框架》的这个远期目标与《公约》保护生物多样性的目标难以调和。实际上,《框架》旨在消灭病原体的事实本身并不表明其就违背了保护生物多样性的目标,相反,这两个目标可以相互支持,因为抗击

极具攻击性的人畜共患病毒是对生物多样性保护目标的支持,同时也支持了公共卫生的努力<sup>[4]</sup><sup>144</sup>。此外,虽然《框架》不具有法律约束力,但第 4.4 条使用的是“国际文书”的措辞,这完全可以涵盖《框架》。可见,《框架》就是一份专门性获取和惠益分享国际文书。

在明确了以上问题后,缔约方应当集体通过作为《议定书》缔约方会议的《公约》缔约方大会做出的决定,正式认可《框架》是专门性国际文书。除此之外还有一种认可的途径,由于《框架》归世界卫生组织管理,世界卫生大会可以进行认可。从目前的情况来看,个别缔约方(例如欧盟)履行《议定书》的立法明确认可了《框架》的专门性国际文书地位;但这显然是不够的,因为这种认可只在该缔约方的管辖区域并为了该立法的范围和目的予以适用,除非所有缔约方做出这一决定,否则个别缔约方仍然无法提供一个解决法律不确定性和复杂性的完整方案<sup>[7]</sup>。

### 3.1.2 在《议定书》的“全球多边惠益分享机制”下解决数字序列信息的惠益分享问题

同样地,应对数字序列信息问题的挑战也需要缔约方协调一致地推出各方都能接受的规则。事实上,《公约》缔约方大会较早地关注到因技术的快速发展所引发的数字序列信息的利用问题,并且认识到数字序列信息对于《公约》和《议定书》的目标具有重要意义。但发展中国家和发达国家在数字序列信息议题上存在明显分歧,发展中国家认为数字序列信息被《议定书》所涵盖,主张分享利用这种信息所产生的惠益,而发达国家的立场正与之相反。为此,缔约方大会已经启动了一个基于科学和政策的进程,包括委托开展同行评议研究、设立技术专家工作组进行商讨等,以便为解决上述分歧拟定各种备选方案。

从各方已经表达的立场以及相关的讨论情况来看,目前已经提出了 5 种备选方案<sup>[13]</sup>。第 1 种方案最简便,就是将数字序列信息排除在《议定书》的适用范围以外。第 2 种方案是按照《议定书》采用的“双边模式”处理数字序列信息的获取和惠益分享问题。第 3 种方案采用的也是“双边模式”,但其区分了获取和惠益分享,在获取上维持开放获取数字序列信息的做法,惠益分享则通过一个具体“制度”界定的条款和条件进行规制。第 4 种方案体现了“多边模式”,在该模式下,获取数字序列信息是开放的,但此种信息的利用者应当承担支付一定数额费用的义务。该费用可以采取不同的表现形式,

例如与访问数据库相关联的预订费、对利用数字序列信息开发的产品征收的税费、在产品商业化时支付的费用等。这些费用可进入某个国际基金并用于特定目的。第 5 种方案是维持现状,即获取数字序列信息依然是开放的,也不存在货币化的惠益分享义务,而非货币化的惠益事实上已经由社会整体共享,同时可以通过各种来源筹措资金建设发展中国家利用数字序列信息的能力。

相比较而言,第 4 种方案明显更可取一些,因为其回应了发展中国家的核心诉求,同时也考虑了发达国家在获取数字序列信息上的自由,不仅如此,该方案与《议定书》第 10 条“全球多边惠益分享机制”具有某种契合性。缔约方如依据第 10 条谈判如何规制数字序列信息的利用问题,这也不失为一个务实的选择;然而,要达成一套各方都接受的规则并不容易,解决数字序列信息的利用问题牵涉很多复杂的科学和技术问题,前进之路并不平坦。

## 3.2 国家履约对策

### 3.2.1 制定关于病原体共享的自愿性行为守则或最佳做法

如上所述,为了履行《议定书》,缔约方应当建立关于获取和惠益分享的国内立法。事实上,一部分缔约方已经制定了履行《议定书》的国内立法或其他措施,但遗憾的是,相关缔约方并没有充分意识到及时共享病原体对于全球公共卫生的重要性,这就导致国内立法没有对为了公共卫生防范和应对目的的病原体共享进行特别处理,进而在立法的实施中造成了病原体共享的延迟或受限。这在季节性流感病毒的共享上体现得相当充分。在全球公共卫生不断遭遇传染病威胁的背景下,《议定书》缔约方会议可以做出决定,建议已经制定了履行《议定书》立法的缔约方将《议定书》第 20 条确立为开展病原体共享活动的规则基础<sup>[6]</sup>。第 20 条要求缔约方鼓励本国的相关部门或实体制定和使用有关获取和惠益分享的自愿行为守则或最佳做法,显然,该规定为缔约方履行《议定书》关于病原体的规则提供了另一条法律途径。对于未在国内立法中为病原体共享设立特殊规则的缔约方而言,它们可以选择推出体现了公共卫生优先考虑的自愿行为守则或最佳做法,以便引导和确保及时、高效地共享病原体并共享相关惠益。

### 3.2.2 我国的履约对策

尽管我国已经加入了《议定书》,但至今尚无履行《议定书》的国内立法。通过借鉴相关的示范性做法和其他缔约方履行《议定书》的经验,我国可以

考虑采取两种不同的履约对策。

第1种对策是在立法层面设立特殊措施、程序和安排,从而支持为了公共卫生防范和应对目的的病原体共享活动。这里的特殊措施是指立法应区分正常情况下和例外情况下的获取和惠益分享要求,在此基础上将某些病原体的获取和惠益分享问题交由已有的国际机制进行处理,从而达到排除立法对相关病原体适用的效果。这种特殊措施主要适用于当前在GISRS中进行共享的季节性流感病毒<sup>[14]</sup>。GISRS是一个成功运行了将近69年的系统,其充分顾及了季节性流感病毒共享的时效性问题,同时也满足了发展中国家共享惠益(例如能力建设、信息交流等)的需求。特殊程序和安排是我国为履行《议定书》第8(b)条所创设的程序和安排。特殊程序有别于正常情况下申请获得事先知情同意并订立共同商定条件的程序,其适用于国内或国际上确定的各种威胁或损害人类、动物或植物健康的当前或迫在眉睫的紧急情况。迅速获取需要借助于“快速通道程序”而实现,这意味着,在健康紧急情况发生时,国家主管部门应当立即批准获取遗传资源的请求,而在紧急情况终止后或利用遗传资源开始后的一定期间内要求申请人获得事先知情同意并订立共同商定条件。至于第8(b)条提到的迅速分享惠益的要求,我国可以在其立法中做出必要的特殊安排,例如,通过捐赠和发展援助,包括通过多边渠道,让有需要的国家,特别是发展中国家获得支付得起的治疗<sup>[5]187</sup>。

第2种对策是指在立法完成的时间无法预期的情形下,考虑尽快制定公布关于病原体共享的自愿性行为守则或最佳做法,以满足实践中国内实体与其他国家共享病原体的需要。自愿性行为守则或最佳做法的制定应当体现病原体共享的及时、高效、便利、公平、保护公共卫生安全等原则。

#### 参考文献:

- [1] FIDLER D P, GOSTIN L O. The WHO Pandemic Influenza Preparedness Framework: A Milestone in Global Governance for Health [J]. *The Journal of the American Medical Association*, 2011, 306(2): 200-201.
- [2] NIJAR G S. The Nagoya ABS Protocol and Pathogens [R/OL]. (2011-03-11) [2021-03-05]. [https://www.southcentre.int/wp-content/uploads/2013/06/PB4\\_Nagoya-Protocol-and-Pathogens\\_EN.pdf](https://www.southcentre.int/wp-content/uploads/2013/06/PB4_Nagoya-Protocol-and-Pathogens_EN.pdf).
- [3] ROURKE M. Viruses for Sale: All Viruses Are Subject to Access and Benefit-sharing Obligations under the Convention on Biological Diversity [J]. *European Intellectual Property Review*, 2017, 69(2): 27-37.
- [4] WIKE M A. Healthy Look at the Nagoya Protocol: Implications for Global Health Governance [M] // MORGERA E, BUCK M, TSIUOMANI E. *The 2010 Nagoya Protocol on Access and Benefit-sharing in Perspective: Implications for International Law and Implementation Challenges*. Leiden: Martinus Nijhoff Publishers, 2013: 123-148.
- [5] MORGERA E, TSIUOMANI E, BUCK M. Unraveling the Nagoya Protocol: A Commentary on the Nagoya Protocol on Access and Benefit-sharing to the Convention on Biological Diversity [M]. Leiden: Martinus Nijhoff Publishers, 2014: 186-187.
- [6] World Health Organization. *Implementation of the Nagoya Protocol and Pathogen Sharing: Public Health Implications* [R]. Geneva: WHO, 2016: 14, 27.
- [7] World Health Organization. *Approaches to Seasonal Influenza and Genetic Sequence Data under the PIP Framework: Analysis* [R]. Geneva: WHO, 2018: 9, 30.
- [8] World Health Organization. *Report of the 2016 PIP Framework Review Group* [R]. Geneva: WHO, 2017: 95-96.
- [9] LAIRD S, WYNBERG R. A Fact-finding and Scoping Study on Digital Sequence Information on Genetic Resources in the Context of the Convention on Biological Diversity and the Nagoya Protocol [R/OL]. (2018-01-10) [2021-03-08]. <https://www.cbd.int/doc/c/079f/2dc5/2d20217d1cdacac787524d8e/dsi-ahteg-2018-01-03-en.pdf>.
- [10] SEITZ C. Genetic Material and Sequence Data to Protect Global Health in the Light of Pandemic Outbreaks: Mapping the Legal Landscape under European and International Law [J]. *European Journal of Health Law*, 2020, 27(3): 232-241.
- [11] HUVOS A, SOLOMON S A, NANNINI C. The Pandemic Influenza Preparedness Framework as an Access and Benefit Sharing Mechanism [M] // HALABI S, KATZ R. *Viral Sovereignty and Technology Transfer*. Cambridge: Cambridge University Press, 2020: 201.
- [12] World Health Organization. *New Technologies Using Genetic Sequence Data* [R]. Geneva: WHO, 2018: 1.
- [13] SMITH E. Digital Sequence Information: An Evidence Review [R/OL]. (2020-08-14) [2021-03-10]. [http://randd.defra.gov.uk/Document.aspx?Document=14998\\_2020-DSIEvidenceReview.pdf](http://randd.defra.gov.uk/Document.aspx?Document=14998_2020-DSIEvidenceReview.pdf).
- [14] World Health Organization. *Report on Influenza Virus Sharing [OP1(a)]* [R]. Geneva: WHO, 2020: 12-13.

作者简介: 张小勇(1974—),男,甘肃平凉人,教授,博士,主要研究方向为遗传资源法律制度。E-mail: zhang.xy@cass.org.cn

(责任编辑:李祥敏)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2021.0423

牟桐, 于文轩. 我国生物遗传资源惠益分享法律机制的优化路径[J]. 生态与农村环境学报, 2021, 37(9): 1104-1108.

MU Tong, YU Wen-xuan. On the Optimization Path for Legal Mechanism for Benefit-sharing to Biological Genetic Resources[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2021, 37(9): 1104-1108.

# 我国生物遗传资源惠益分享法律机制的优化路径

牟桐, 于文轩<sup>①</sup> (中国政法大学民商经济法学院, 北京 100088)

**摘要:** 建立、健全公平公正的生物遗传资源惠益分享机制, 对于保障生物安全具有重要的战略意义。我国在生物遗传资源惠益分享机制方面存在一些不足, 主要体现在惠益分享理念定位、调整范围和规制模式 3 个方面。为此, 应适当定位法制理念, 确立全过程监管原则, 调整生物遗传资源惠益分享的规制范围, 实现惠益信息类型化, 加强国家对惠益分享协议的监管以实现生物遗传资源保护与利用的动态平衡, 协调惠益分享过程中的利益冲突以达成生物遗传资源的有序与高效利用。

**关键词:** 生物遗传资源; 惠益分享; 法律规制

**中图分类号:** D996.9; D922.6; [X-019] **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2021)09-1104-05

**On the Optimization Path for Legal Mechanism for Benefit-sharing to Biological Genetic Resources.** MU Tong, YU Wen-xuan<sup>①</sup> (Civil, Commercial and Economic Law School, China University of Political Science and Law, Beijing 100088, China)

**Abstract:** The fair and just benefit-sharing of biological genetic resources is of strategic significance for biosecurity. There are some deficiencies in the benefit-sharing mechanism for biological genetic resources in China, which are mainly reflected in the following three aspects: the functioning of benefit-sharing, the scope of regulation and the mode of regulation. It is necessary to adopt appropriate legal theory, establish the principle of whole-process supervision, adjust the regulation scope of benefit-sharing mechanism, properly classify the information of benefit-sharing and strengthen the supervision to benefit-sharing agreement, so as to balance the conservation and the rational utilization of biological genetic resources, reconcile the interest conflicting in the benefit-sharing process. Only with these measures could it be possible to achieve rational and efficient use of biological genetic resources.

**Key words:** biological genetic resource; benefit-sharing; legal regulation

我国生物遗传资源(根据《生物多样性公约》, 生物资源是指对人类具有实际或潜在用途或价值的遗传资源、生物体或其部分、生物种群、生态系统中任何其他生物组成部分, 其中, 遗传资源是指具有实际或潜在价值的遗传材料, 遗传材料则指来自植物、动物、微生物或其他来源的任何含有遗传功能单位的材料)非常丰富, 同时也面临生物资源流失严重、资源利用及相关惠益分享机制欠缺等问题。长期以来, 西方发达国家凭借在我国大量攫取的生物遗传资源进行商业化利用, 并通过知识产权制度对其开发出的产品予以保护, 在全球范围内获得巨大利益<sup>[1]</sup>, 而我国作为生物遗传资源的提供方却未能获得应有的惠益, 使国家利益遭受重大损失。在此情形下, 迫切需要从法治层面健全和完善生物遗传资源获取与惠益分享(access and benefit-sharing, ABS)机制。在国际法层面, 《波恩准则》《名

古屋议定书》和其他相关国际法文件就生物遗传资源惠益分享作出了原则性规定。我国于 2016 年成为《名古屋议定书》缔约方, 这对我国生物遗传资源 ABS 机制的健全提出了更高要求。

生物遗传资源惠益分享机制(benefit-sharing mechanism, BSM)是指生物遗传资源和生物遗传资源相关传统知识提供方、使用方、管理方等对于与生物技术和生物遗传资源相关的利益, 应依据生物安全国际法及国内相关立法公平公正地全面共享的一整套措施<sup>[2]</sup>。生物遗传资源惠益分享的法治目标, 是促进惠益分享制度体系的内恰与协同, 科学合理平衡生物遗传资源利益相关人的利益<sup>[3]</sup>, 保

收稿日期: 2021-07-07

基金项目: 2020 年国家社会科学基金重大项目(20&ZD174)

① 通信作者 E-mail: wenyuanu@126.com

障国家利益与国家安全。

## 1 我国生物遗传资源惠益分享立法概况

我国现行的生物遗传资源相关立法为生物遗传资源 ABS 确立了基本的法律框架。其中,作为 ABS 立法的基本依循,《宪法》第 9 条就自然资源的权利归属与合理利用作出了规定;《生物安全法》进一步强调了国家对我国生物资源享有主权,并明确中方单位及研究人员应依法分享其所参与的国际科学研究合作中取得的相关权益<sup>①</sup>;《畜牧法》《种子法》《农业法》《中医药法》等自然资源法作为 ABS 法律框架的主干部分,同样也对我国生物资源的采集、保藏、利用和对外提供等活动的管理和监督事项作出了原则性规定。《畜禽遗传资源进出境和对外合作研究利用审批办法》明确了引进、输出以及与境外单位合作研究利用畜禽遗传资源的条件和限制,且较为详细地规定了从境外引进畜禽遗传资源的检疫和跟踪评价、畜禽遗传资源信息转让的许可和限制等程序性事项,为生物遗传资源 ABS 提供了基本的法律依据。

尽管《生物安全法》在建构生物遗传资源 ABS 的具体制度层面迈出了实质性的一步,但是当前制度框架的重点仍在于对生物遗传资源获取活动进行管制,缺乏对基于生物遗传资源的利用所产生惠益的分享以及 ABS 多法律主体权利的保障和监管模式等问题的关注,与《生物多样性公约》及其《名古屋议定书》的要求和我国生物遗传资源 ABS 管理的实际需求尚存差距。

公平公正的惠益分享是生物遗传资源 ABS 立法的重要主旨之一。一方面,ABS 立法所要求的“事先知情同意”是惠益分享的基础与前提;另一方面,ABS 立法调整的法律主体间基于共同商定条件开展的沟通与谈判,是惠益分享的核心内容。对于“事先知情同意”和“共同商定条件”的要求,目前的 ABS 立法并不足以以为生物遗传资源的惠益分享实践提供充分的法制基础。因此,深入考察与分析生物遗传资源 ABS 立法现状、存在问题及其成因,并结合实践,针对制度的具体内容提出完善方案,推动遗传资源 BSM 的优化,就显得尤为必要。

## 2 我国生物遗传资源惠益分享法律机制存在的问题

为了加强生物遗传资源保护与管理,我国制定和实施了一些立法,初步形成了生物遗传资源 ABS 的法律体系、管理体制和制度框架,为保障 BSM 的

运行提供依据。然而,我国目前尚未制定针对生物遗传资源 ABS 的专门立法,相关法律规定分散在家养动物种质资源管理、农作物种质资源管理、植物新品种管理、中药品种管理、动植物检疫管理和知识产权保护等方面的立法中,尚未形成完整的生物遗传资源及相关传统知识保护与可持续利用的法律制度体系,在理念定位、调整范围和规制模式层面仍存在诸多有待完善之处。

### 2.1 理念定位存在偏差

BSM 旨在通过分配有关法律主体在开发利用生物遗传资源过程中所作贡献而获得的惠益,实现惠益的公平合理分享。《生物多样性公约》第 15 条将获取遗传资源与公平公正的惠益分享相联系,《波恩准则》和《名古屋议定书》进一步发展和确认了两者之间的关联<sup>②</sup>。生物遗传资源既具有生态价值,又具有资源价值。生物遗传资源的科学保护与合理利用是相互关联、相互影响的两个重要方面,并直接或间接影响着社会经济发展,生物遗传资源惠益分享由此牵涉到不同法律主体之间的利益关系。因此,生物遗传资源 BSM 的设计亦应实现社会公共利益、经济利益、生态利益和个人利益之间的平衡。

一方面,现行立法多以生物遗传资源的保护与采集为规制重点,忽视了生物遗传资源惠益分享及生物遗传资源采集与持续利用活动之间的内在关联性,尚未在生物遗传资源获取与利用之间形成顺畅的衔接机制<sup>[4]</sup>。在此情况下,难以对生物遗传资源的利用情况进行后续的监测和跟踪,亦难以将生物遗传资源利用所产生的资金和技术惠益用于生物遗传资源保护和利用;另一方面,相关法律主体在实施层面偏重货币惠益,而淡化甚至忽视非货币惠益。生物遗传资源惠益可分为货币和非货币惠益两种形式。大多数法律主体在对惠益分享条件进行协商时,更多地强调有关货币惠益的分享方案,往往忽视了诸如知识产权共有、技术转让、信息交流、能力培训等有助于提高生物多样性保护水平、推动原产地经济社会可持续发展的非货币惠益。

### 2.2 调整范围不全面

一方面,调整范围过窄。生物遗传资源不仅表现为有形的生物资源,动植物、微生物等作为载体所承载的无形的遗传信息也是生物遗传资源范畴中不可或缺的部分,同样具有重要的经济、科技和

① 《生物安全法》第 53、59 条。

② 《名古屋议定书》第 1、5、6 条。

生态价值。此外,根据《生物多样性公约》及其《名古屋议定书》的规定,BSM 的调整范围还应包含与生物遗传资源相关的传统知识。我国现行立法较为详细地规定了批准获取重要生物资源的条件,但“生物资源”并非完全等同于“生物遗传资源”,且规制目的仅包括生物资源的常规利用,例如采集重要野生植物、猎捕重要野生动物等。生物遗传资源的利用与现代生物技术的发展密不可分。《生物多样性公约》及其《名古屋议定书》已采用现代生物技术对“遗传资源利用”和“衍生物”的获取目的进行扩展解释,从而将其利用范围延伸为开发、利用和创新遗传资源及其衍生物以及相关知识产权申请,已超过我国现有的立法调整范围<sup>[5]</sup>。在生物遗传资源法制框架下,我国目前尚未明确界定“生物遗传资源”“利用”“衍生物”等相关概念的内涵与外延,现有制度只能调整生物遗传资源开发利用的某一阶段或特定领域,无法从整体上达成生物遗传资源惠益分享的最优实现。

另一方面,存在调整漏洞。我国针对各类生物遗传资源惠益分享的立法内容和制度发展不平衡。动物资源、植物资源和微生物资源均为生物遗传资源的重要组成部分,但我国有关微生物遗传资源的保护政策和立法的完善程度远不及动植物遗传资源。在野生生物遗传资源的管理和保护方面,我国目前只对列入“国家重点保护名录”的动植物实施保护,而未对其他非重点保护的动植物遗传资源开展应有的保护与管理。此外,《名古屋议定书》第 17 条第 1 款规定了利用生物遗传资源的各缔约方应负有监测义务,并要求提高遗传资源利用的透明度,同时第 4 款(f)规定的遵守证书要求至少包括的信息清单里涉及生物遗传资源的信息。目前,我国还没有全面开展生物遗传资源的数据收集和资源开发利用情况调查、评估工作的专门机构,亦尚未建立对生物遗传资源及相关传统知识的动态监测和分类制度,不利于实现对生物遗传资源从采集到利用的整体性保护。

### 2.3 规制模式不健全

一是生物遗传资源惠益信息共享制度不完善。我国目前在生物遗传资源管理的部分领域已初步形成了归口管理体制<sup>[6]</sup>,但对于生物遗传资源惠益信息共享的管理,以下两个方面的特点需要特别考虑:(1)生物遗传资源惠益信息管理的综合性、跨部门性特点。现行生物遗传资源惠益信息主管部门间缺乏统一的协同机制,各主管部门分工不明确,存在职权交叉和遗漏,不利于全面系统地保护生物

遗传资源。(2)生物遗传资源惠益信息的多样性和共享的复杂性特点。目前,生物遗传资源惠益信息共享内容、及时有效的信息交换流程、信息审核及处理标准等程序性规定尚不明晰,不利于国家与国际组织、政府部门、企业、公民等不同类型和层级主体间信息的有效沟通,难以达成生物遗传资源惠益信息交换与生物安全监管信息共享的有效衔接。

二是生物遗传资源惠益分享的合作机制难以保障实质公平。合同的效力来源于合同各方的意思自治,但一个隐含的前提条件是,意思自治须建立在各方当事人能力相当之上,彼此间的资金能力、技术手段相当。不少发达国家或跨国生物公司,凭借其经济优势、生物科研技术优势,在发展中国家或传统社区获取其生物遗传资源,在此基础上对生物遗传资源进行开发利用。在这一关系中,发达国家或跨国公司在关于生物遗传资源的合同谈判中将始终享有绝对优势。在这种情况下,关于生物遗传资源获取、利用和收益分配的合同条款通常会有利于占据主导地位的一方,若无实现矫正正义的措施,则对生物遗传资源所有人和其他权益人维护合法利益不利,难以在合同各方当事人之间实现结果的公平公正<sup>[7]</sup>。

## 3 我国生物遗传资源惠益分享法律机制的完善建议

优化生物遗传资源 BSM,应适当定位法制理念,调整生物遗传资源惠益分享的规制范围,健全生物遗传资源惠益信息类型化管理制度,加强国家对惠益分享协议的监管。这些措施应贯穿于生物遗传资源保护、获取、利用、惠益分享和责任监管全过程。

### 3.1 优化法制理念

价值是决定和评估法律规则、原则的内容及运作的基础性标准<sup>[8]</sup>。当法律或制度牵涉到数个主体或不同的价值时,其必须要在不同的价值间进行调和或对不同的利益进行平衡,使得利益均衡或使各个价值均获得最佳实现<sup>[9]</sup>。一方面,在价值选择中,应将最大多数人的利益与幸福作为其经济分析的终极目标,并在法治领域中体现为法制理念<sup>[10]</sup>。另一方面,生物遗传资源惠益分享的难点在于多元主体间异质利益的衡量。异质利益衡量面临“公度性困境”(公度性困境是指由于各种正当性价值之间不存在相容性和可比性,人们在不可避免地要对其进行价值选择时所面临的无法比较的现实困境<sup>[11]</sup>),依赖于个案具体事实、基本共识和妥当程

序<sup>[12]</sup>。提高生物遗传资源惠益分享各方利益主体的意识、保障其充分博弈的能力,是生物遗传资源 BSM 建立和有效实施的基础条件<sup>[13]</sup>。

《名古屋议定书》规定,鼓励、促进生物遗传资源和相关传统知识的利用,同时亦倡导创造更多公平公正的生物遗传资源惠益分享的机会,从而达到资源充分利用、科学保护、可持续利用和激励其增进人类福祉的目的<sup>①</sup>。据此,生物遗传资源法制应明确以惠益分享为中心,加强对生物遗传资源 ABS 活动的管理,规范生物遗传资源惠益分享活动,实现公平公正地分享由生物遗传资源利用所产生的惠益。此外,还可将生物遗传资源惠益分享的共同商定条件的核心定位为“可接受性”,即在惠益分享的各种疑难情形之中,对于惠益分享协议中共同商定条件的合理性判断,找到一个令各方利益主体,尤其是价值取向明显对立的各方均可接受的标准,使其可以选择与个案情况相适应的妥当方案,亦或选择更具“情境合理性(contextual rationality)”<sup>[14]</sup>的惠益分享方案。

### 3.2 调整规制范围

基于 BSM 对法律主体间生物遗传资源开发利用行为进行制衡的制度本性<sup>[15]</sup>,在规制范围方面,应当对生物遗传资源保护和管理活动的各个方面作出规制,而不能仅侧重于某一方面。对生物遗传资源 BSM 而言,其不仅应适用生物遗传资源、衍生物范围,也应适用于通过利用该资源及衍生物实施商业开发所获取的利益范围。在适用主体方面,主体范围应包括相关行政主管部门、国内外商业机构、科研院所以及个人,等等。在适用的活动方面,涵盖在我国领土内从事生物遗传资源管理、获取与惠益分享、出口与出境等活动,涉及所有学术型科研行为和商业型开发活动。对于两种行为的申请流程和审理程序要实施差异化管理。在衔接机制方面,应尽快建立生物遗传资源数字化序列信息、知识产权制度与遗传资源惠益分享制度间的衔接机制<sup>[16]</sup>。此外,若未按照相关法律规定或采取非法方式获取资源,用于商业研究开发,则生物遗传资源获取行为、利用行为均视为无效,其研究成果及知识产权亦不受法律保护。

### 3.3 惠益信息类型化

生物遗传资源惠益信息是指与生物遗传资源开发利用等活动有关的生物遗传资源数据、资料等基础性信息,遗传资源提供方、使用方、管理方等在共同商定条件中应予以明确的拟参与分享惠益的主体信息,以及分享的内容、条件、程序信息等。可

以将生物遗传资源惠益信息根据其价值属性和信息特性分为基础信息、研发信息和商业化信息,同时通过立法明确这 3 类信息的发布主体、内容和程序,进而实现对生物遗传资源惠益信息的类型化管理。

(1)基础信息的共享。基础信息是指生物遗传资源的主体信息、来源信息、采集信息和能力建设信息等,具有广泛性和全面性的特点。此类信息主要由提供方的国家主管当局和地方行政主管部门采集、收集、整理,建立公共数据库,并上传至 ABS 信息交换所,具有一定的公共性、连续性和全面性。(2)研发信息的共享。研发信息是指科研单位或非营利性机构开展研发活动的地点、方式、计划的用途等信息以及通过开发利用生物遗传资源取得的知识技术信息及相关科研成果等信息。在不涉及机密的情况下,应向生物遗传资源提供方行政主管部门递交其研究成果,同时与利益相关方分享科研成果。研发信息的拥有者在发布信息时应保证信息的准确性和重要性。(3)商业化信息的共享。商业化信息是指营利性机构通过开发、利用生物遗传资源可能产生的惠益和惠益分享方案等等,其所产生的惠益包括但不限于知识产权信息、生产经营信息等。该类信息的发布主体为各类营利性机构,对于涉及商业秘密的核心信息可以不必主动向社会公众公开,但应当建立严密的资料信息库,必要时可以根据保密等级在特定的范围内公开。

### 3.4 加强惠益分享协议监管

从生物安全管理角度来看,应特别明确国家可基于其主权对生物遗传资源进行管控。一方面,生物遗传资源的非传统资源属性,与其相关的获取与利用活动关乎我国生物多样性的可持续发展、生物安全乃至国家安全,因此必须对生物遗传资源的获取、开发和利用进行监管。国家运用行政权力对惠益分享协议的主体、内容、形式和执行情况进行监督和制约,且国家对惠益分享协议的行政管理权应优先于协议签订双方享有的民事合同权利<sup>[17]</sup>。另一方面,由于生物遗传资源惠益分享往往过程复杂,时间跨度较大,因而在对生物遗传资源惠益分享协议进行监管时,应确立全过程监管原则,将监管范围涵盖“事前同意→事中报告→事后监督”整个生物遗传资源获取和利用环节,并定期对该资源利用情况进行监测。对于生物遗传资源的提供方与利用方在最初订立的惠益分享协议中没有包含

① 《名古屋议定书》导言。

关于商业化的内容、最终却转向商业化利用的情况,双方需要重新取得事先知情同意,订立共同商定条件。此外,应监督各方利益主体根据合作利用生物遗传资源的用途,惠益的形式、比例、分配方式,及获取目的转变后的惠益安排等情况,适时作出调整,以最大限度地使生物遗传资源的各方利益主体公平和公正地分享惠益。

#### 4 结论

在广义的生物安全视野下,生物遗传资源惠益分享机制是生物安全法治保障体系的重要组成部分,惠益分享机制的有效实施可为生物安全法的进一步优化提供经验借鉴。获取和利用生物遗传资源的最终目的,是在符合生物遗传资源持续利用的前提下,公平公正地实现由生物遗传资源利用而取得的惠益,进而为保护和可持续利用生物多样性、保障国家安全提供资金和技术保障。在进一步健全生物遗传资源惠益分享机制的过程中,应着重关注法制理念、调整范围、惠益信息类型化、惠益分享协议监管等问题,确保生物遗传资源的合理开发利用,最终实现生物遗传资源的提供方、使用方、管理方等主体之间能够公平公正地分享生物遗传资源开发利用所带来的惠益。

#### 参考文献:

- [1] SIEBENHÜNER B, DEDEURWAERDERE T, BROUSSEAU E. Introduction and Overview to the Special Issue on Biodiversity Conservation, Access and Benefit-sharing and Traditional Knowledge [J]. *Ecological Economics*, 2005, 53(4): 439-444.
- [2] 王灿发, 于文轩. 生物安全国际法导论 [M]. 北京: 中国政法大学出版社, 2006: 142.
- [3] 钊晓东, 黄秀蓉. 当“现代的利益博弈”转向“传统的遗传资源领域”: 遗传资源知识产权惠益分配失衡的深层根源及其矫正原理研究 [J]. *法治研究*, 2015(2): 148. [TOU Xiao-dong, HUANG Xiu-rong. When the "Modern Interest Game" Turns to the "Traditional Field of Genetic Resources": The Research on the Deep Root of the Imbalance of the Benefit Distribution of Intellectual Property Rights of Genetic Resources and Its Correction Principle [J]. *Research on Rule of Law*, 2015(2): 148.]
- [4] 赵富伟, 薛达元. 遗传资源获取与惠益分享制度的国际趋势及国家立法问题探讨 [J]. *生态与农村环境学报*, 2008, 24(2): 92-96. [ZHAO Fu-wei, XUE Da-yuan. International Trends and State Legislation on Access and Benefit Sharing of Genetic Resources [J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2008, 24(2): 92-96.]
- [5] GREIBER T, MORENO S P, AHREN M, 等. 遗传资源获取与惠益分享的《名古屋议定书》诠释 [M]. 薛达元, 林燕梅, 译. 北京: 中国环境出版社, 2013: 59-61.
- [6] 于文轩. 生物多样性政策与立法研究 [M]. 北京: 知识产权出版社, 2013: 197. [YU Wen-xuan. *Studies on Biodiversity Policy and Legislation* [M]. Beijing: Intellectual Property Publishing House, 2013: 197.]
- [7] 何平. 论遗传资源的财产属性和权利构造 [J]. *法学评论*, 2019, 37(2): 113-119. [HE Ping. On Property Attribute and Right Structure of Genetic Resources [J]. *Law Review*, 2019, 37(2): 113-119.]
- [8] 迈克尔·D 贝勒斯. 法律的原则: 一个规范的分析 [M]. 张文显, 译. 北京: 中国大百科全书出版社, 1996: 8-12.
- [9] 易军. 无因管理制度设计中的利益平衡与价值调和 [J]. *清华法学*, 2021, 15(1): 142-162. [YI Jun. Interest Balance and Value Reconciliation in the Design of Negotiorum Gestio [J]. *Tsinghua University Law Journal*, 2021, 15(1): 142-162.]
- [10] 晏辉. 现代性语境下的价值与价值观 [M]. 北京: 北京师范大学出版社, 2009: 215.
- [11] ADLER M. Law and Incommensurability: Introduction [J]. *University of Pennsylvania Law Review*, 1998, 146(5): 1170-1171.
- [12] 梁上上. 利益衡量论 [M]. 2 版. 北京: 法律出版社, 2016: 84-85.
- [13] 杨京彪, 朴金丽, 薛达元. 遗传资源与相关传统知识获取与惠益分享民间实践案例分析 [J]. *中央民族大学学报(自然科学版)*, 2018, 27(4): 5-13. [YANG Jing-biao, PIAO Jin-li, XUE Da-yuan. Case Study on the Civilian ABS Practices on Genetic Resources and Related Traditional Knowledge [J]. *Journal of Minzu University of China (Natural Sciences Edition)*, 2018, 27(4): 5-13.]
- [14] DANA D A. The Contextual Rationality of the Precautionary Principle [J]. *Queen's Law Journal*, 2009(35): 67-96.
- [15] 秦天宝, 董晋瑜. 论我国专利法框架内遗传资源来源披露制度的优化路径 [J]. *江苏行政学院学报*, 2020(6): 123-132. [QIN Tian-bao, DONG Jin-yu. On the Optimization Path for Source Disclosure System of Genetic Resources within the Framework of China's Patent Law [J]. *The Journal of Jiangsu Administration Institute*, 2020(6): 123-132.]
- [16] 赵富伟, 蔡蕾, 臧春鑫. 遗传资源获取与惠益分享相关国际制度新进展 [J]. *生物多样性*, 2017, 25(11): 1147-1155. [ZHAO Fu-wei, CAI Lei, ZANG Chun-xin. Latest Developments in International Regimes Relevant to Access and Benefit-sharing of Genetic Resources [J]. *Biodiversity Science*, 2017, 25(11): 1147-1155.]
- [17] 赵富伟. 生物遗传资源获取与惠益分享协议研究 [M]. 北京: 科学出版社, 2021: 110-111.

作者简介: 牟桐(1993—), 女(土家族), 湖北利川人, 博士生, 主要研究方向为环境法学。E-mail: tongmuu@hotmail.com

(责任编辑: 李祥敏)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2021.0326

刘庆.遗传资源数字序列信息议题的发展动态和中国选择[J].生态与农村环境学报,2021,37(9):1109-1114.

LIU Qing.The Development Status and the China's Choice on the Issue of Digital Sequence Information of Genetic Resources[J].Journal of Ecology and Rural Environment,2021,37(9):1109-1114.

## 遗传资源数字序列信息议题的发展动态和中国选择

刘 庆 (杭州电子科技大学法学院, 浙江 杭州 310018)

**摘要:** 遗传资源数字序列信息是近年来合成生物学突飞猛进和 DNA 测序便捷化的产物。遗传资源数字序列信息相关的法律问题吸引了国际组织和国家的广泛讨论。数字序列信息利用的广泛性和普遍性对保护生物多样性产生积极影响,同时也给遗传资源的获取和惠益分享带来挑战。数字序列信息的术语确定、内容范围和如何使用的争论体现了发达国家和发展中国家之间在数字序列信息的法律属性认定和惠益分享方面存在的分歧。我国应利用缔约方大会谈判推动进程,在国际谈判中将数字序列信息放在《名古屋议定书》框架下讨论,将其解释为“遗传资源”,对数字序列信息的测序和存储解释为“利用遗传资源”。《生物遗传资源获取与惠益分享管理条例(草案)》中不应过分强调利用生物遗传资源的物理材料以及有形性,而应该注重保护与遗传资源相关的信息或数据,整合和新建数字序列信息数据库。

**关键词:** 数字序列信息; 遗传资源; 生物多样性; 获取与惠益分享

**中图分类号:** D922.6; [X-019] **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2021)09-1109-06

**The Development Status and the China's Choice on the Issue of Digital Sequence Information of Genetic Resources.** LIU Qing (School of Law, Hangzhou Dianzi University, Hangzhou 310018, China)

**Abstract:** The digital sequence information of genetic resources is the product of the swift advent of synthetic biology and the rapid development of DNA mutation. The legal issues entailed by digital sequence information have sparked heated debates across international organizations and countries. The widespread and universal use of digital sequence information positively affects biodiversity protection. However, it also brings challenges to the access and benefit sharing of genetic resources. The controversy over the definition of the terminology, scope of content and the proper usage of digital sequence information reflects the disparities between developed and developing countries in identifying legal attributes and benefit sharing of digital sequence information. China should actively participate in multilateral negotiations and bilateral consultations on digital sequence information. It is necessary to put digital sequence information under the framework of the "Nagoya Protocol" and interpret it as "genetic resources" and interpret the sequencing and storage of digital sequence information as the "utilization of genetic resources". The "Regulations on the Administration of the Access and Benefit Sharing of Biological Genetic Resources (Draft)" should not overemphasize the physical materials and tangibility of the use of biological genetic resources. They should, however, focus on the protection of information or data regarding genetic resources and integrate and build a database of digital sequence information.

**Key words:** digital sequence information; genetic resource; biodiversity; access and benefit sharing

分子生物学、信息技术以及合成生物学快速发展,使人们对遗传资源和生物过程有了新认识,也带来了科学范式的新转变。测序速度提升和测序成本降低,使大量生物数据产生并存储在私人或者公共数据库中。围绕“遗传资源数字序列信息”(digital sequence information on genetic resources)的讨论也应运而生。“数字序列信息”广泛应用于基因编辑和合成生物学,而这些使用行为中并未涉及惠益分享。遗传资源提供方和其他利益相关方担

心,这将对《生物多样性公约》(Convention on Biological Diversity, CBD)的第3个目标和《生物多样性公约关于获取遗传资源和公正和公平分享其利用所产生惠益的名古屋议定书》(以下简称《名古屋议定书》)的目标产生负面影响。联合国粮食及农业组织、CBD秘书处、世界卫生组织、世界知识产权组

收稿日期: 2021-05-19

基金项目: 国家社科基金重大项目(19ZDA162)

织、联合国大会等国际机构对遗传资源数字序列信息及相关问题进行了讨论。各方围绕遗传资源数字序列信息的公开和惠益分享等问题展开了激烈的争论。如果将有商业价值的遗传基因序列公开或存储在数据库中,可能出现“数字生物剽窃”,使遗传资源提供国的惠益分享受到减损。作为国家战略资源,遗传资源是经济社会可持续发展的基石,我国历来重视遗传资源的保护和利用。

## 1 数字序列信息术语的产生和使用

高通量测序技术的发展和生物遗传资源本身的价值,导致数字序列信息大量产生。获取和利用遗传资源数字序列信息有助于科学研究、生物多样性保护、粮食安全以及人类、动植物健康等领域的商业和非商业性活动。数字序列信息还在分类学中发挥作用,有助于描述和识别生物多样性、预防外来物种入侵风险和追踪非法贸易;同时在确定产品原产地及规划保护管理、减缓受威胁物种面临的风险等方面有重要价值,研究和开发遗传资源数字序列信息为大势所趋<sup>[1]</sup>。“遗传资源数字序列信息”首次在 2016 年 CBD 科学、技术和工艺咨询附属机构(SBSTTA)第二十次会议的合成生物学议题上提出。CBD 第 13 届缔约方大会上单独提出“遗传资源数字序列信息”议题<sup>①</sup>。

利益攸关方在国际层面并未对遗传资源数字序列信息的概念进行界定。“遗传资源数字序列信息”这一术语目前没有公认的定义<sup>②</sup>。科学界的术语差异体现了相关材料的差异,因此难以统一术语。该术语更像一个占位符(placeholder),尽管其概念内涵和范围尚不清楚<sup>[2]</sup>。该领域使用了“遗传序列数据”“遗传序列信息”“遗传信息”“遗传资源去物质化”“计算机模拟利用”等术语,“遗传资源数字序列信息”这一术语可能不是最适当的术语,而是在议定替代术语之前作为替代术语使用<sup>③</sup>。《粮食和农业植物遗传资源国际条约》(International Treaty on Plant Genetic Resources for Food and Agriculture,以下简称《粮农条约》)<sup>④</sup>和 CBD 缔约方广泛使用了“数字序列信息”一词来描述生物分子遗传学活动中产生的某些数据。联合国粮食及农业组织下设的粮食和农业遗传资源委员会(Commission on Genetic Resources for Food and Agriculture,以下简称粮农遗传委)在其《粮食和农业遗传资源“数字序列信息”探索性实况调查范围界定研究》中使用了粮农遗传资源“数字序列信息”这一术语。研究报告指出该术语具有局限性,例如“信

息”范围过于宽泛,“序列”在很大程度上取决于背景材料,尽管“数字”旨在将此类数据与物理材料进行区别,但它也有多重内涵,例如能否包含数字图像<sup>[3]</sup>?

此外,《粮农条约》的全球信息系统使用了“数字对象标识符”(digital object identifier)这一术语对粮农遗传资源的物理材料进行分类,以此促进获取和利益共享<sup>[4]</sup>。《根据〈联合国海洋法公约〉中制定的关于养护和可持续利用国家管辖范围以外区域海洋生物多样性的国际法律文书》的 69/292 号决议所设筹备委员会的讨论中,不同代表团使用了“电子计算机和数字序列数据中的资源”一词<sup>[5]</sup>。CBD 指出,在更准确的术语和相关定义达成广泛共识之前,暂时使用“遗传资源数字序列信息”<sup>⑤</sup>。世界卫生组织已采用“基因序列数据”(genetic sequence data)作为“数字序列信息”的替代术语,《粮农条约》的一些缔约方表示“基因序列信息”仍然是相关术语中的首选项。

笔者在全文论述中使用“遗传资源数字序列信息”。该文赞同 CBD 第 XIII/16 号和《名古屋议定书》NP-2/14 号决定,在更准确的术语出现之前,“遗传资源数字序列信息”能够包含核酸和蛋白质序列的信息以及源自具体针对遗传资源细胞的生物和代谢过程的信息。

## 2 数字序列信息议题的发展动态

### 2.1 数字序列信息利用带来的新挑战

#### 2.1.1 遗传资源利用方式的改变

由于基因组学的发展和基因测序成本的降低,数字序列信息成为生命科学领域的基础条件。各国的科研机构和实验室对共享的基因序列或者遗传数据的利用取得了丰硕成果。CBD 缔约方大会和《名古屋议定书》缔约方会议尚未决定将遗传资源数字序列信息纳入 CBD 和《名古屋议定书》的范围<sup>⑥</sup>。使用数字序列信息会给遗传资源利用带来革命性变化。简言之,使用数字序列信息能够更便捷地从遗传资源中获取价值,而无需对该遗传资源加

① CBD/COP/DEC/XIII/16, 公布于 2016 年 11 月 16 日。

② 《生物多样性公约》COP13/16 号决定和 COP14/20 号决定。

③ 《生物多样性公约》COP14/20 决定。

④ 《粮农条约》秘书处委托的合成生物学研究中使用农业遗传资源数字序列信息。

⑤ 《生物多样性公约》科学、技术和工艺咨询附属机构第二十二次会议通过的 CBD/SBSTTA/REC/22/1。

⑥ 《遗传资源数字序列信息特设技术专家组的报告》CBD/SBSTTA/22/INF/4。

以处理。利用数字序列信息进行研发或育种,商业用途和非商业用途的区别不明显。用户访问现有的数据库,只需要同意使用许可协议,无需其他法律文书,也不需要获得批准。利用数字序列信息未必一定要获取遗传资源的物理材料,可以通过访问数据库获得相关信息。获取与惠益分享能否最终实现取决于对遗传资源本身和原始提供者的识别,下一步才能共同商定条件并建立相关协议。事实上,随着数据和用户的激增,序列信息的来源也会发生改变<sup>[6]</sup>。如果不能确定数字序列信息的来源,会影响嗣后的利用、惠益分享和监管。

### 2.1.2 事先知情同意制度面临虚置

数字序列信息的利用,在某些情况下用户可能不再需要获取有形遗传资源,从而使得用户绕过事先知情同意的程序。例如 GenBank 等公共数据库中提供的数字序列信息事先知情同意未建立,以制药公司 Regeneron 研制埃博拉病毒药物 REGN-EB3 为例,使用了从 GenBank 获得的病毒植株序列。这些使用行为并不需要获得同意,除了药物序列,有关粮食和农业的遗传资源数字信息还包括其他类型有价值的数据,例如以蛋白质或代谢物形式存在的生物科技材料。机构和用户可以直接访问这些数据库,并不需要获得遗传资源提供国的许可。世界3大生物数据中心(NCBI、EBI、DDBJ)所有数据记录不受限制,可以自由访问,不需要资源提供国的许可就可以获得数据。如果绕开了事先知情同意或批准的程序,后面的惠益分享将不可能展开。

### 2.1.3 利用数字序列信息行为的监管困难

遗传资源“数字序列信息”存储在电子或者数字媒介中。私人持有的“数字序列信息”数量未知。可公开获取的“数字序列信息”包括近1700个在线数据库的内容和功能,其基础设施主要在发达国家。然而,由于数据量大且获取“数字序列信息”需要生物信息学技能,因此公开提供“数字序列信息”并不一定意味着可以获取<sup>①</sup>。任何个人或机构收集到的生物遗传材料后期都可能用于各种目的的开发利用。因此,监测遗传资源的获取与使用情况对惠益分享显得更为重要。有效的监测可以预防嗣后对遗传资源进行多个环节的商业化应用。事实上,数字序列信息远比传统的遗传资源更难监测,因为随着时间的推移,序列信息被修改,来源身份会被掩饰。被修饰过的序列信息,很难找到其来源,因而就不能将数字序列信息的来源和遗传资源的原始提供者相联系,将会影响遗传资源的惠益分享。而这些行为的发生未必是用户出于逃避惠益

分享责任的考虑,而仅仅是因为不能确定谁是遗传资源的提供者。这些问题使监管方难以落实“事先知情同意”和“共同商定条件”等原则,同时,获取与惠益分享协议的签订与批准、合法来源证书的签发等监管职责的履行困难重重。

## 2.2 数字序列信息议题的争议焦点

数字序列信息作为一个新议题,对生物安全和遗传资源惠益分享都产生了深远影响。数字序列信息是一种新型的信息资源,成为各方积极争夺的资源。CBD第14届缔约方大会上,各方并没有就数字序列信息与CBD和《名古屋议定书》之间的关系达成一致,同意设立技术专家组(Ad hoc Technical Expert Group)就相关问题展开研究。围绕数字序列信息议题的讨论主要集中在以下4个方面:(1)数字序列信息的概念、范围以及现阶段如何使用该术语;(2)数字序列信息的公共数据库和私人数据库,包括准许或控制访问的条款和条件,数据库的生物范围和规模、增量和来源、管理政策,以及数字序列信息的提供者和使用者;(3)数字序列信息的可追溯性;(4)利用国内措施处理数字序列信息的商业和非商业使用而产生的惠益分享,处理为研发而使用的数字序列信息。这4个方面基本涵盖了目前各方向对数字序列信息的讨论内容。

数字序列信息的术语确定、内容范围和如何使用的争论体现了发达国家和发展中国家之间在数字序列信息的法律属性认定和惠益分享方面存在的分歧。英国同意采用“数字序列信息”术语,但承认在任何多边决定程序中依靠科学提供依据的重要性<sup>[7]</sup>。各国纷纷对遗传资源的数字序列展开研究,明确了利用遗传资源数字序列信息与利用物理遗传资源确定遗传资源的保护路径和方法的不同。日本认为“基因序列数据”(gene sequence data, GSD)是最合适的术语,因为它是目前使用最广泛的并在科学界被认为是一个明确的术语<sup>[8]</sup>。德国、巴西等国都认可“数字序列信息”的使用。

美国反对使用“遗传资源数字序列信息”这一术语,而赞成使用粮农植物遗传资源的“基因序列数据”,该术语描述了植物起源的遗传物质中DNA或RNA中核苷酸顺序,对食品和农业具有实际或潜在价值<sup>[9]</sup>。美国认为基因序列数据既不是遗传材料,也不是遗传资源,必须区分遗传物质本身和与该材料相关的数据,同时否认“基因序列数据”属于

<sup>①</sup> 粮食和农业遗传资源“数字序列信息”及其与粮食安全的相关性 CGRFA-17/19/4 第20段。

CBD 和《名古屋议定书》的保护范围。韩国认为该术语之所以有歧义,在很大程度上是因为该术语本身的歧义。遗传资源数字序列信息不是科学界普遍接受的术语,而是一个替代性术语,应将“遗传资源数字序列信息”中的“信息”(information)替换成“数据”(data),因为信息代表了更广泛的意义,会增加该术语的不确定性<sup>[10]</sup>。韩国也认为应采用术语“基因序列数据”,但它并不属于遗传资源<sup>①</sup>。

发达国家掌握先进的生物技术且积极利用数字序列信息,因此主张数字序列信息属于遗传资源的再生信息,不属于 CBD 和《名古屋议定书》中所说的遗传资源。发达国家希望数字序列信息的范围越小越好,这样就会使其承担惠益分享的义务越少。遗传资源数字序列信息的所有权不应根据国家主权原则进行处分,而是由数字序列信息的提供者享有权利,不涉及惠益分享。发达国家包括美国、欧盟和非欧盟发达国家集团(JUSCANZ)<sup>②</sup>,美国不是 CBD 缔约方,主要通过观察员的身份和跨国公司代表表达诉求。发达国家的顾虑集中于对数字序列信息获取的监管将会影响各国之间的数据共享,影响生物产业的快速发展。

发展中国家处于技术劣势,同时发展中国家的生物多样性禀赋差异和特殊性不同,生物多样性大国集团(LMMC)<sup>③</sup>强调遗传资源国家主权、实行实现知情同意程序、在共同商定条件下公平公正地分享惠益。例如,巴西在国内法中将数字序列信息等同于遗传资源,对数字序列信息的获取、利用与惠益分享进行了严格管制。发展中国家认为遗传资源是数字序列信息存在的基础,根据国家主权原则享有相关权利,能够获得惠益分享。

### 3 中国在数字序列信息进程中的选择

对遗传资源的依赖和利用仍然存在,但也有新趋势——利用遗传资源进行的研发活动越来越多地被数字序列信息的研发活动所取代<sup>[11]</sup>。现阶段生物技术发展不均衡,对遗传资源利用的地区差异性显著。我国对技术的理解不应止步于工具的利用和前景的预测,而应关注技术对社会福祉有无增益。

#### 3.1 在国际谈判中积极贡献力量

人们在看到科学技术带来便利的同时,在以新的形式逃避或者减少遗传资源使用方的义务。遗传资源提供方过去、现在乃至未来保存遗传资源的贡献就不应被回应吗?仅仅是因为他们处于技术劣势吗?当人们为防范数据使用中的不公平对待时,必须考虑“数据”和“正义”的交叉地带——“数

据正义”,而不能局限于数据在单一领域的应用,应立足于“社会和政治正义准则”的高度,探索数据正义的理论框架<sup>[12]</sup>。

#### 3.1.1 利用缔约方大会谈判推动进程

CBD 目标中包含了惠益分享的目标,公约项下的谈判在《名古屋议定书》所涉领域出现了很明显的阵营分化,这表明遗传资源惠益分享才是 CBD 的主战场<sup>[13]</sup>。作为遗传资源大国,我国的生物技术水平介于发达国家和发展中国家之间,既是提供方,又是使用方<sup>[14]</sup>。非洲集团认为没有多边机制,《名古屋议定书》不可能有效执行,关键是不能损害国家和社区的主权,多边机制是一个补充办法<sup>[15]</sup>。我国既要考虑本国遗传资源的可持续利用、保护和发展需求,又要考虑国际合作和信息共享等要求,通过多边和双边谈判推动进程。发展理念和模式的更新、国家环境利益认知的拓展、经济科技水平的提升以及对全球环境治理态度的转变等因素共同作用,推动了中国在履行 CBD 过程中发生“追随者—重要参与者—积极贡献者”的角色演变<sup>[16]</sup>。随着生物多样性主流化进程的推进,中国能够在国际谈判和履约能力建设发挥积极作用。作为 CBD 第十五次缔约方大会的东道国,利用缔约方大会这个平台,在这个议题中秉持公平和正义,在国际法框架下解释和明确国际条款,表达发展中国家的利益诉求,为发展中国家争取最优方案,推动第十五次缔约方大会的谈判成果能够全面反映各方利益。

#### 3.1.2 明确数字序列信息的法律属性

依托第十五次缔约方大会,在国际谈判中明晰数字序列信息的法律属性。可考虑在多边谈判中用框架条约方式明确数字序列信息的法律性质,如果存在困难的话,可通过双边条约逐步展开谈判。《名古屋议定书》与 CBD 是相互独立的两个条约,《名古屋议定书》定义的新术语相对较少,但它的两个创新——“利用遗传资源”和“衍生物”解决了《名古屋议定书》协商中的一些主要争论<sup>[17]</sup>。它们与“生物技术”这个重复的定义一起构成《名古屋议定书》的主要执行条款<sup>[18]</sup>。这些定义深受 2008 年 12 月在纳米比亚温得和克召开的关于概念、术语、工

① 韩国认为《生物多样性公约》第 2 条中遗传资源的定义是“任何含有遗传功能单位的植物、动物、微生物或其他来源的材料”,这与“基因序列数据”的含义不符,因此“基因序列数据”不属于“遗传资源”。

② 包括日本、澳大利亚、加拿大、新西兰、冰岛、以色列、列支敦士登、挪威、瑞士和美国。

③ 包括巴西、哥伦比亚、厄瓜多尔、秘鲁、墨西哥、扎伊尔、马达加斯加、澳大利亚、中国、印度、印度尼西亚、马来西亚等国家。

作定义和部门方式问题法律和技术专家组会议提交的报告的影响<sup>[6159]</sup>。由 CBD 第二条和第九条可知,遗传资源的界定需要满足含有遗传功能和具有价值两个要求,数字序列信息借助遗传资源进行转译和存储的数字信息,无疑是满足遗传资源条件的。仅从遗传资源语义角度去理解,遗传资源数字序列信息列入遗传资源范畴应该是没有疑义的<sup>[19]</sup>。数字序列信息能够放在《名古屋议定书》框架下进行解释,因为“数字序列信息”属于遗传资源,遗传资源包括生成遗传材料中自然产生的化合物(如代谢提取物、DNA 片段的合成及复制生成)<sup>①</sup>。

数字序列信息的测序究竟能否算“利用遗传资源”?首先要弄清楚“利用遗传资源”的含义,应着重关注《名古屋议定书》第 2 条(c)中提到的几个术语:研究和开发;遗传资源的生物化学组成和生物技术的应用。《名古屋议定书》没有定义术语“研究与开发”,根据《维也纳条约法公约》第 31 条第 1 款,可以根据《名古屋议定书》的上下文来解释术语的通常含义。研究应该包括创新和实际应用,同样利用遗传资源也包括生物技术的应用。数字序列信息的测序和存储应该包含在“利用遗传资源”的范畴内,受到遗传资源获取与惠益分享的约束。与这个问题相关的术语尚需缔约方和国际条约更多的讨论。在解释这些术语时不能背离 CBD 和《名古屋议定书》的目标,以公约目标作为解释术语的出发点,既要是动态的、与时俱进的,能够反映科技、市场和不同国家的需求,又要足够清楚和细致,能够保持法律确定性,围绕获取与惠益分享的范围提供解决方案。

如果发达国家不能接受将数字序列信息解释为遗传资源,国际社会就不能达成一致,但也不会必然影响惠益分享。如果利用了数字序列信息,也能产生惠益分享义务,那么换言之,惠益分享义务的触发机制来自于利用行为。

### 3.2 健全国内法律,完成履约义务

#### 3.2.1 关注遗传资源的信息内容

近年来,我国积极参与国际磋商,利用国内法不断加强保护遗传资源。我国在 2016 年 9 月 6 日正式成为《名古屋议定书》缔约国,相关部门正在制定《生物遗传资源获取与惠益分享管理条例(草案)》。我国《野生动物保护法》《畜牧法》《种子法》《野生植物保护条例》《濒危野生动植物进出口管理条例》等法律法规主要对部分物种或遗传资源的采集、猎捕、出境进行管理,普遍缺乏共同商定条件和惠益分享的规定,特别是在微生物资源、生物遗传

资源相关传统知识、衍生物、生物遗传资源数字序列信息的获取与惠益分享方面存在立法空白,致使相关实践活动无法可依。

越来越多的国家在国内法中规定遗传信息、基因序列、序列信息等内容,如巴西、马来西亚、澳大利亚的昆士兰州等国家或地区,我国也应加强对遗传资源信息的保护。《生物遗传资源获取与惠益分享管理条例(草案)》中不应过分强调利用遗传资源的物理材料和有形性,而应该侧重保护遗传资源携带的信息和数据,进行前瞻性立法。我国应区分数字序列信息的商业性使用和非商业性使用。遗传资源数字序列信息用于非商业性研究和开发,应根据国内立法简化措施,以便更快地推进科学研究,促进生物经济发展、可持续利用和生物多样性保护,以及公平地分享从遗传资源数字序列信息商业利用中获得的利益。我国应该积极对这一议题展开研究,利用事先知情同意(PIC)和共同商定条件(mutually agreed terms, MAT)管理与数字序列信息相关的遗传资源获取事项,同时要稳步提升遗传资源数字序列信息的能力建设。

#### 3.2.2 多途径保护惠益分享,建设数字序列信息数据库

实践中获取和惠益分享通常采用的方法包括许可、共同商定条件(MAT)和材料转让协议(material transfer agreement, MTA)等。如果国家层面没有创设法律制度予以保障数字序列信息的惠益分享,则可以运用合同方式保护提供者的利益。在双方意愿表示一致的基础上运用合同条款进行约定,也能达到惠益分享的目的。合同约定中的惠益不应局限在货币惠益,还应包括非货币惠益。

全球每年会产生海量的遗传资源信息数据,以美国为首的国家陆续建立了各种数据库。数据库是存储数字序列信息的关键设施,不同类型数据库的建设和管理不仅有利于数字序列信息的保存、共享和利用,而且有利于监测数据序列信息的使用,落实来源披露和惠益分享。我国应积极整合现有数据中心,并建设新的数字序列中心数据库,以期深度参与全球生物多样性保护。为适应科技发展新趋势、新要求,在系统梳理总结原有平台的基础上,借鉴国际经验,根据数据规模、运行管理和服务成效等情况,将原有数据类国家科技资源共享服务平台优化调整为 20 个国家数据中心,包括国家基因

① 概念、术语、工作定义和部门方式问题法律和技术专家组,UNEP/《生物多样性公约》/WG-获取遗传资源并公正和公平分享通过其利用所产生惠益/7/2,2008 年 12 月 8 日。

组、微生物及人口与健康大数据等中心的建立,为我国生物遗传资源数据的利用提供支撑保障<sup>[20]</sup>。

资源获取与惠益分享带来了新的挑战。短期内期望全球范围内形成像《名古屋议定书》那样的国际条约是不可能的,我国要运用现有国际法律框架积极应对。作为遗传资源密集的国家之一,我国更应提前应对“数字生物剽窃”。只有在源头上管控遗传资源的获取与数字序列信息的测序和存储,才能将嗣后的惠益分享落到实处。以生物遗传资源获取与惠益分享立法为契机,将自然权利渐进演化为法律权利,切实保障农民及社区对遗传资源享有的权利。

#### 参考文献:

- [1] 李保平,薛达元.遗传资源数字序列信息在生物多样性保护中的应用及对惠益分享制度的影响[J].生物多样性,2019,27(12):1379-1385.[LI Bao-ping, XUE Da-yuan. Application of Digital Sequence Information in Biodiversity Research and Its Potential Impact on Benefit Sharing[J]. Biodiversity Science, 2019, 27(12):1379-1385.]
- [2] KARGER E, MEYER H. Digital Sequence Information on Genetic Resources (DSI): An Introductory Guide for African Policymakers and Stakeholders Digital Sequence Information on Genetic Resources (DSI) [R/OL]. (2019-11-27) [2020-10-07]. <https://www.researchgate.net/publication/337185854>.
- [3] HEINEMANN J A, CORAY D S, THALER D S. Exploratory Fact-finding Scoping Study on “Digital Sequence Information” on Genetic Resources for Food and Agriculture [R/OL]. Rome: Commission on Genetic Resources for Food and Agriculture, UN FAO. (2018-01-03) [2020-10-18]. <https://www.cbd.int/doc/c/079f/2de5/2d20217d1cdacac787524d8e/dsi-ahteg-2018-01-03-en.pdf>.
- [4] FAO Submission of Views and Other Information on “Digital Sequence Information” [R/OL]. (2019-04-01) [2021-05-19]. <http://www.fao.org/plant-treaty/overview/mypow/dsi/en/>.
- [5] LAIRD S A, WYNBERG R P. A Fact-finding and Scoping Study on Digital Sequence Information on Genetic Resources in the Context of the Convention on Biological Diversity and the Nagoya Protocol [EB/OL]. (2018-01-03) [2020-10-07]. <https://www.cbd.int/doc/c/b39f/4faf/7668900e8539215e7c7710fe/dsi-ahteg-2018-01-03-en.pdf>.
- [6] WELCH E, BAGLEY M A, KUIKEN T, et al. Potential Implications of New Synthetic Biology and Genomic Research Trajectories on the International Treaty for Plant Genetic Resources for Food and Agriculture [R]. Rome: FAO, 2017.
- [7] UK. Submission of Views and Information on Digital Sequence Information to FAO [R/OL]. (2019-06-28) [2021-05-13]. <http://www.fao.org/3/ca5306en/ca5306en.pdf>.
- [8] Views and Other Information on Digital Sequence Information from Japan to the Eighth Session of the Governing Body [R/OL]. (2019-04-26) [2020-09-16]. <http://www.fao.org/3/ca4356en/ca4356en.pdf>.
- [9] US. Submission of Views and Information on “Digital Sequence Information” on Plant Genetic Resources for Food and Agriculture [R/OL]. (2019-04-08) [2020-09-16]. <http://www.fao.org/3/ca4195en/ca4195en.pdf>.
- [10] Republic of Korea’s Submission of Views and Information on Digital Sequence Information to FAO [R/OL]. (2019-05-27) [2020-03-16]. <http://www.fao.org/3/ca4809en/ca4809en.pdf>.
- [11] SEITZ C. Digital Sequence Information: Legal Questions for Patent, Copyright, Trade Secret Protection and Sharing of Genomic Sequencing Data [J]. IOP Conference Series: Earth and Environmental Science, 2020, 482:012002.
- [12] HEEKS R, RENKENJ. Data Justice for Development [J]. Information Development, 2018, 34(1):90-102.
- [13] 刘哲.《生物多样性公约》谈判形势及其影响[J].国际经济评论,2021(3):155-176,8.[LIU Zhe. Situation and Implications of the Negotiations on the Convention on Biological Diversity [J]. International Economic Review, 2021(3):155-176,8.]
- [14] 唐睿, WEYL P, HINZ H, 等.《名古屋议定书》获取与惠益分享制度对传统生物防治研究的影响与对策[J].环境昆虫学报, 2021:1-13.
- [15] 武建勇,王爱华,薛达元,等.《名古屋议定书》政府间委员会(ICNP)议题谈判成效[J].生态与农村环境学报,2014,30(5):563-570.
- [16] 秦天宝.中国履行《生物多样性公约》的过程及面临的挑战[J].武汉大学学报(哲学社会科学版),2021,74(1):95-107.[QIN Tian-bao. The Process and Challenges in China’s Implementation of the Convention on Biological Diversity [J]. Wuhan University Journal (Philosophy & Social Science), 2021, 74(1):95-107.]
- [17] BUCK M, HAMILTON C. The Nagoya Protocol on Access to Genetic Resources and the Fair and Equitable Sharing of Benefits Arising from Their Utilization to the Convention on Biological Diversity [J]. Review of European Community & International Environmental Law, 2011, 20(1):47-61.
- [18] TSIJUMANI E. Access and Benefit Sharing: The Nagoya Protocol [J]. Environmental Policy and Law, 2010, 40(6):288.
- [19] 陈宗波.论生物遗传资源数字序列信息的法律性质[J].江西社会科学,2020,40(2):185-191.[CHEN Zong-bo. the Legal Nature of the Digital Sequence Information of Biological Genetic Resources [J]. Jiangxi Social Science, 2020, 40(2):185-191.]
- [20] 吴林寰,石蕾,高孟绪,等.浅析遗传资源数字序列信息的发展现状与建议[J].中国科技资源导刊,2021,53(2):36-43.[WU Lin-huan, SHI Lei, GAO Meng-xu, et al. Analysis on the Status and Suggestions for the Development of Digital Sequence Information of Genetic Resources [J]. China Science & Technology Resources Review, 2021, 53(2):36-43.]

作者简介:刘庆(1986—),女,河北唐山人,讲师,博士,主要研究方向为知识产权法和科技法。E-mail: lqstone@126.com

(责任编辑:李祥敏)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2021.0255

李颖硕,孙名浩,赵富伟.浙西南山区自然圣境植物物种多样性及其维持机制[J].生态与农村环境学报,2021,37(9):1115-1121.

LI Ying-shuo,SUN Ming-hao,ZHAO Fu-wei.Study on the Plant Species Diversity and Management of the Sacred Nature Sites in the Mountain Area of Southwestern Zhejiang, China[J].Journal of Ecology and Rural Environment,2021,37(9):1115-1121.

## 浙西南山区自然圣境植物物种多样性及其维持机制

李颖硕, 孙名浩, 赵富伟<sup>①</sup> (生态环境部南京环境科学研究所, 江苏 南京 210042)

**摘要:** 自然圣境在生物多样性和文化多样性保护方面具有特殊地位。采用关键人物访谈、重要值、Simpson 指数、Shannon-Wiener 指数等方法,对浙西南钱江源-百山祖国家公园片区及其周边 8 个代表性村寨的 4 种自然圣境[风水林、水口林(水尾林)、古坟林和古道林]及其植物群落和植物物种多样性特征进行调查。结果发现,裸子植物在浙西南圣境乔木层中占有明显优势,但不同的自然圣境乔木层优势科和物种多样性存在差异。由于文化信仰和当地管理的作用,圣境中保存一些我国特有的珍稀濒危动植物,并且圣境中许多植物具有较高的食用、景观、科研、生态和经济等价值。然而,随着人口外流,文化信仰逐步消失,已难以保护这些自然圣境,急需创新管护机制,将重要但遭受威胁的自然圣境纳入现代保护体系中。

**关键词:** 自然圣境; 浙西南山区; 百山祖国家公园; 传统知识; 物种多样性

**中图分类号:** X36 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2021)09-1115-07

**Study on the Plant Species Diversity and Management of the Sacred Nature Sites in the Mountain Area of Southwestern Zhejiang, China.** LI Ying-shuo, SUN Ming-hao, ZHAO Fu-wei<sup>①</sup> (Nanjing Institute of Environmental Sciences, Ministry of Ecology and Environment, Nanjing 210042, China)

**Abstract:** Sacred nature sites (SNS) play a significant role in biodiversity and cultural diversity conservation. Taking the methodologies of key informant interview, species important value, Simpson index and Shannon-Wiener index, plant community and its species diversity of four categories of SNS which locate in eight villages around and/or in the Qianjiangyuan & Baishanzu National Park at southwestern Zhejiang, namely, geomancy forest, village-entrances forest, ancient-tomb forest and ancient-road forest, were investigated. It indicates that gymnosperm possesses an obvious superiority in the tree layer of all SNS categories, but the dominant family and its species diversity are diverse in different categories of the SNS. Some endemic, rare and endangered flora and fauna as well as edible, aesthetical, scientific, ecological and economic plants are protected in the SNS due to the maintenance of cultural belief and customary governance by local people. However, the protection of the SNS is facing some challenges for the reason of population outflow and gradual fadeaway of cultural belief. It is urgently necessary to update the governance mechanism of SNS in order to integrate important but endangered SNS into modern governance.

**Key words:** sacred nature sites (SNS); the mountain area of southwestern Zhejiang; Baishanzu national park; traditional knowledge; species diversity

“自然圣境”(sacred nature sites, SNS)泛指由当地人或当地社区公认的赋有精神和信仰文化意义的自然地域<sup>[1]</sup>。自然圣境是建立在传统文化信仰基础上的民间自然保护地,也是人们文化信仰的依托之地,是研究人与自然精神联系的最佳切入点,被称为“文化景观保护地”<sup>[1-2]</sup>。自然圣境长期存在,在世界各地因文化差异以不同形式呈现;但其对于生物多样性的价值基本相同,即通过文化信仰保护区域物种及其生态服务功能,维护地区遗传多样性、物种多样性和生态系统多样性,在生物多

样性和文化多样性保护方面具有特殊地位<sup>[3]</sup>。

我国既是生物多样性丰富的国家,又是民族文化历史极为悠久的国家。民族植物学家较早地开展了国内自然圣境研究。20世纪80年代,中国民族植物学泰斗裴盛基先生从民族植物学角度对西

收稿日期: 2021-04-24

基金项目: 生态环境部生物多样性调查、观测与评估专项; 科技部科技基础资源调查专项(2018FY100801-03); 丽水市生物多样性本底调查项目

① 通信作者 E-mail: zhaofuwei@outlook.com

双版纳傣族竜山的起源、背景及生态功能等进行了系统研究,奠定了我国自然圣境研究的基础<sup>[4-5]</sup>。肖文武等<sup>[6]</sup>总结出我国少数民族地区的自然圣境主要包括山林自然圣境、庙祠人文圣境、名山圣境和水体自然圣境 4 种类型。少数民族地区自然圣境由于受宗教信仰和乡规民约的保护,大部分自然圣境都具有相对稳定的群落结构和植被特征<sup>[4-5,7]</sup>。

汉族聚居区也保存和维持了诸多具有特色的自然圣境,例如“风水林”。风水林是风水意识的产物,源自远古时代人们对山川的崇拜,是我国所特有的林业形式<sup>[8-9]</sup>。浙江风水林分布广泛,几乎分布于辖区所有县市,丽水是风水林分布较集中的区域之一<sup>[8]</sup>。风水林普遍保存了大量古树名木、珍稀濒危动植物,在科研、观赏和文化等方面具有极大的潜在价值。目前,有关浙西南山区自然圣境的研究较少,也尚未见“风水林”以外其他类型自然圣境的研究报道<sup>[10]</sup>。此次调查以浙江龙泉、庆元境内钱江源-百山祖国家公园百山祖片区及其周边代表性汉族村寨的自然圣境为重点,对自然圣境类型、物种多样性、生物与文化维持机制等进行分析。

## 1 研究区域

钱江源-百山祖国家公园百山祖片区位于浙江西南部山区,是长三角地区重要的生态安全屏障,为瓯江和闽江的发源地,总面积为 52 074.0 hm<sup>2</sup><sup>[11]</sup>。国家公园百山祖片区涉及龙泉、庆元、景宁 3 个县(市)13 个乡镇(街道、林场、管理区)34 个行政村和 10 个林区,常住人口 2 111 人。国家公园森林覆盖率达 92.88%<sup>[12]</sup>,有野生维管植物 189 科 851 属 2 102 种,野生脊椎动物 111 科 416 种,大型真菌 65 科 176 属 632 种<sup>[12]</sup>。片区内分布有国家重点保护野生植物 31 种,其中百山祖冷杉(*Abies beshanzuensis*)、南方红豆杉(*Taxus wallichiana* var. *mairei*)、红豆杉(*Taxus wallichiana* var. *chinensis*)、莼菜(*Brasenia schreberi*)、钟萼木(*Bretschneidera sinensis*)和银杏(*Ginkgo biloba*)6 种为国家 I 级重点保护野生植物<sup>[12]</sup>;国家重点保护野生动物 48 种,其中黑麂(*Muntiacus crinifrons*)、云豹(*Neofelis nebulosa*)、豹(*Panthera pardus*)、黄腹角雉(*Tragopan caboti*)、白颈长尾雉(*Syrnaticus ellioti*)、金斑喙凤蝶(*Teinopalpus aureus*)6 种为国家 I 级重点保护野生动物<sup>[12]</sup>。

国家公园百山祖片区及其周边为汉族聚居区,传统文化历史悠久,风水思想早在宋朝时期就已经盛行<sup>[8]</sup>。当地人常将村落、坟冢、道路等人工建筑

与森林等自然景观视为一体,认为好的地理位置具备好的“风水”。因此,当地保存有大量“风水林”。选取位于浙江省丽水市龙泉和庆元境内钱江源-百山祖国家公园百山祖片区及其周边的 8 个代表性村落,即庆元县贤良村、新庄自然村、石坂村、黄皮村、龙岩村、斋郎村、西川村和龙泉市水塔村(图 1)。其中,黄皮村和龙岩村位于国家公园核心区,斋郎村位于国家公园非核心区域,贤良村、新庄自然村、石坂村、西川村和水塔村 5 个村位于国家公园之外。

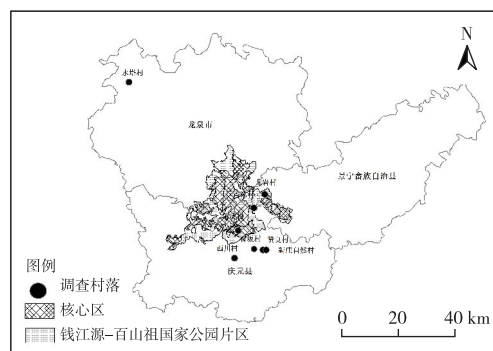


图 1 研究区域地理位置

Fig. 1 Geographic location of the study area

## 2 研究方法

### 2.1 关键人物访谈法

采用结构式和半结构式访谈相结合的方法,对熟悉调查地自然环境和传统文化习俗的信息报告员(informants),如村干部、国家公园管理人员、护林员等进行访谈,收集调查地社会经济、生态环境和传统文化相关信息。

### 2.2 物种多样性调查法

采用线路踏查法对 8 个村落的自然圣境物种多样性进行调查,每个自然圣境踏查样线长度不小于 1 000 m。记录每种植物的地理位置、海拔和生境,采集标本,并进行形态学鉴定。

### 2.3 参与观察法

参与观察法<sup>[13]</sup>是文化人类学的常用调查方法,指研究者参与当地文化的表达、实践和反馈,与当地群众共同生产生活一段时间,从而加深对当地传统文化的理解。采用参与观察法有利于更准确地把握当地传统文化与自然圣境的关系。

### 2.4 数据分析

重要值是用来表示某物种在群落中的地位和作用的综合数量指标<sup>[14]</sup>。Shannon-Wiener 指数、Simpson 指数分别对富集种、稀有种的敏感性高;

Pielou 指数最适合于表征森林群落物种分布均匀程度;Margalef 指数是适用于表征乔木群落丰富度的指数<sup>[15-16]</sup>。采用物种 Shannon-Weiner 多样性指数 ( $H'$ )、Simpson 多样性指数 ( $D$ )、Margalef 丰富度指

数 ( $H$ ) 和 Pielou 均匀度指数 ( $J$ ) 计算样方中乔木层物种多样性<sup>[17]</sup>。重要值和物种多样性计算公式见表 1<sup>[18-20]</sup>。

表 1 重要值和物种多样性计算公式

Table 1 The computation formula of important value and species biodiversity

指数	计算公式	变量说明	来源文献
重要值 ( $V_i$ )	$V_i = (D_r + A_r)/2 = \left( \frac{d_i}{\sum_{i=1}^s d_i} + \frac{n_i}{\sum_{i=1}^s n_i} \right) \times \frac{100}{2}$	$D_r$ 为相对多度; $A_r$ 为相对优势度; $s$ 为物种总数; $d_i$ 为物种 $i$ 的胸高段面积; $n_i$ 为物种 $i$ 的个体数量	[18-19]
Shannon-Wiener 多样性指数 ( $H'$ )	$H' = - \sum_{i=1}^r (p_i \ln p_i)$	$p_i$ 为第 $i$ 个物种在所有物种中的重要性比例	[20]
Simpson 多样性指数 ( $D$ )	$D = 1 - \sum_{i=1}^r p_i^2$	$r$ 为总个体数量; $p_i$ 为第 $i$ 个物种个体数量	[20]
Margalef 丰富度指数 ( $H$ )	$H = (s-1)/\ln r$	$r$ 为总个体数量; $s$ 为总物种数量	[20]
Pielou 均匀度指数 ( $J$ )	$J = H'/\ln s$	$s$ 为群落内物种数	[20]

### 3 结果与分析

#### 3.1 自然圣境类型

调查发现,研究区每个村至少保存 1~2 处自然圣境,各自然圣境面积范围为 0.01~7.33  $\text{hm}^2$ ,有风水林、水口林、古坟林和古道林 4 类自然圣境。

(1) 风水林。受风水思想影响,古人赋予某些人工栽培或天然生长的林木美好意愿,并对其严加保护,逐步形成了现在的“风水林”<sup>[9]</sup>。“风水林”大致有广义和狭义两种含义,广义的“风水林”泛指一切与“风水”有关的森林和林木,狭义的“风水林”仅指野生动植物较多、林木茂密、能保村寨平安的森林。风水林通常位于村落后方山坡。风水林数量最多,几乎每一个村落周围都会分布一座风水林。风水林通常为天然林或者次生林,面积较大,先人为保护圣境制定了详细禁忌措施,保护了大量动植物。贤良、新庄、石坂、黄皮、龙岩、斋朗和水塔 7 个村落的風水林保存了大量珍稀濒危动植物,其中,我国特有植物 23 种,国家 I 级重点保护野生植物 2 种,国家 II 级重点保护野生植物 2 种,国家 II 级重点保护野生动物 3 种。

(2) 水口林。水口林又称“水尾林”<sup>[21]</sup>,一般位于村落前方,主要种植在河流或者溪流出入村落的水口处。当地人认为水口林可保护村庄命脉,抵挡天地“煞气”<sup>[22]</sup>,其林木系人工种植,已有数百年历史。水口林数量次之,共发现 3 个村落中保存有较为完整的水口林,林子周围设有村规警示标语,禁止村民进林砍树。水口林中常种植柳杉 (*Cryptomeria japonica* var. *sinensis*)、枫香

(*Liquidambar formosana*)、南方红豆杉和闽楠 (*Phoebe bournei*) 等树种,水口林的树木多已列入省级古树名木保护名录。庆元西川村水口林内的江南油杉 (*Keteleeria fortunei* var. *cyclolepis*) 已 600 余年,石坂村水口林中的银杏已近 800 年,新庄村水口林以近 400 年的闽楠为建群种。水口林具有防止地表径流冲蚀土壤的作用,也为村落营造了绿树成荫、空气清新的园林景观。

(3) 古坟林。古坟林起源于我国殷商“封树之制”<sup>[23]</sup>,指古人保留在坟园墓地周边的人工或者天然森林,是庇护子孙后代幸福、龙脉旺盛的绝佳风水林地,一般依山势而建,常位于村落附近。浙西南现存的古坟林数量不多,且面积较小,通常林中埋葬建村始祖或者为村落建设做出过巨大贡献的祖先。百山祖镇黄皮村古坟林面积约为 0.52  $\text{hm}^2$ ,林中分布有 8 株枫香、7 株柳杉、2 株黄山松 (*Pinus taiwanensis*) 和 1 株南方红豆杉。

(4) 古道林。古道是修建在山区或森林中供人、马通行的道路,属于森林古道中的一种<sup>[24]</sup>,担负着古人内外交通、贸易交换、宗教活动和军事防御等功能<sup>[25]</sup>。由于公路铁路兴起,行人改道、村寨搬迁等原因,古道弃用,路旁绿树成荫而形成古道林。一般地,浙西南历史上一个古道林连接多个村庄的交通。古道林数量最少,西川古道便是庆元县最完整的一条古道,是中国 3 大古道之一——“浙闽古道”的重要部分,位于五大堡乡西川村西南方向,是历史上西川村民出村必经的山间小径,全程长约 3 000 m。古道两旁分布着江南油杉、闽楠和甜槠 (*Castanopsis eyrei*) 等珍稀树种。

### 3.2 自然圣境乔木物种多样性特征

#### 3.2.1 自然圣境内乔木的重要值分析

各类型自然圣境的乔木统计结果(表 2)显示,风水林有乔木 91 株,隶属于 19 科 32 属 44 种(变种),杉科、松科、红豆杉科、樟科为优势科,重要值均大于 10%;水口林有乔木 31 株,隶属于 10 科 13 属 13 种(变种),杉科、金缕梅科、壳斗科为优势科,重要值均大于 10%;古坟林有乔木 23 株,隶属于 5

科 5 属 6 种(变种),金缕梅科、杉科、松科、红豆杉科为优势科,重要值均大于 10%;古道林有乔木 95 株,隶属于 11 科 13 属 14 种(变种),壳斗科、樟科、杨梅科为优势科,重要值均大于 10%。浙西南圣境乔木中裸子植物占有明显优势,松科、杉科、红豆杉科均为裸子植物,风水林、古坟林、水口林优势科中均有裸子植物。

表 2 浙西南自然圣境中乔木的重要值

Table 2 Importance value of tree of sacred nature sites in southwest mountain area of Zhejiang Province

圣境类型	科名	属数	种(变种)数	重要值/%	圣境类型	科名	属数	种(变种)数	重要值/%
风水林	冬青科	1	5	3.89	古坟林	杉科	2	2	29.34
	杜鹃花科	2	5	3.88		松科	2	2	13.16
	杜英科	1	3	2.28		杨梅科	1	1	2.04
	红豆杉科	2	1	14.75		银杏科	1	1	6.52
	胡桃科	1	1	0.61		樟科	1	1	8.69
	金缕梅科	1	1	7.17	合计	13	13	100.00	
	壳斗科	3	5	9.48	古道林	红豆杉科	1	1	12.41
	木兰科	3	3	1.66	金缕梅科	1	2	38.86	
	槭树科	1	1	1.12	杉科	1	1	25.45	
	茜草科	3	3	2.20	木兰科	1	1	8.71	
	蔷薇科	1	1	1.10	松科	1	1	14.58	
	山茶科	2	2	2.80	合计	5	6	100.00	
	山矾科	1	2	1.12	古道林	金缕梅科	1	1	3.93
	杉科	2	2	17.14	壳斗科	2	3	26.60	
	松科	2	2	15.88	槭树科	1	1	3.46	
	桃金娘科	1	1	1.10	蔷薇科	1	1	6.76	
	五加科	1	1	1.15	山茶科	1	1	9.73	
	杨梅科	1	1	0.58	杉科	1	1	1.39	
	樟科	3	4	12.09	石松科	1	1	2.01	
合计	32	44	100.00	松科	2	2	9.31		
水口林	大戟科	1	1	1.95	杨梅科	1	1	16.39	
	红豆杉科	1	1	9.48	榆科	1	1	1.57	
	金缕梅科	1	1	14.18	樟科	1	1	18.85	
	壳斗科	2	2	12.74	合计	13	14	100.00	
	蔷薇科	1	1	1.89					

#### 3.2.2 多样性指数的圣境类别格局分析

从不同自然圣境类别中乔木多样性指数分布格局(表 3)来看,风水林乔木 Shannon-Wiener 多样性指数、Simpson 多样性指数、Margalef 丰富度指数和 Pielou 均匀度指数数值最大,水口林 4 项指标数值比风水林小,但都大于古坟林和古道林。由此可见,风水林和水口林乔木多样性较为丰富。

### 3.3 自然圣境物种保护价值

浙西南自然圣境经长期的自然演替,形成了稳定的植物群落,具有净化空气、改善小气候、保持水土、涵养水源等作用,保存了大量具有食用、药用和经济价值的植物资源。苦槠(*Castanopsis sclerophylla*)果实可制粉条和豆腐等美食。禾本科

的毛竹(*Phyllostachys pubescens*)可制作玉兰片、笋干等,是当地特色食用植物资源。钩栲(*Castanopsis tibetana*)、青冈(*Cyclobalanopsis glauca*)、薯豆(*Elaeocarpus japonicus*)和硬斗石栎(*Lithocarpus hancei*)可以用作种植香菇(*Lentinula edodes*)等食用菌的“段木”。老鼠矢(*Symplocos stellaris*)种子油可用于制作肥皂。马醉木(*Pieris japonica*)枝叶提取液可用于制作杀虫剂。少叶黄杞(*Engelhardia roxburghiana*)和闽楠可用于制作家具。杜英(*Elaeocarpus decipiens*)、红楠(*Neolitsea aurata*)、枫香和黄精(*Polygonatum sibiricum*)等可用于治疗跌打损伤、蛇虫咬伤。厚朴(*Houpoa officinalis*)和马银花(*Rhododendron ovatum*)等可用于治疗妇科疾病。浙

闽新木姜子 (*Neolitsea aurata*) 可用于治疗胃病。南方红豆杉具有抗癌功效。其中,钩栲、苦槠、浙闽新木姜子等属于我国特有种,银杏、南方红豆杉是国家Ⅰ级重点保护野生植物,厚朴、闽楠是国家Ⅱ级重点保护野生植物,江南油杉是浙江省重点保护野生植物,银杏、冷杉 (*Abies fabri*)、南方红豆杉、枫香、缺萼枫香等是孑遗植物<sup>[26]</sup>,木荷 (*Schima superba*) 因其体内含水量高而是防火林带阻火树种,对于科学研究、物种和生态保护、社会经济而言都是十分珍贵的植物资源。

表3 不同自然圣境类别中乔木多样性指数分布格局

Table 3 Geographical distribution pattern of species biodiversity of trees in different SNS

圣境 种类	Shannon-Wiener 多样性指数	Simpson 多样性指数	Margalef 丰富度指数	Pielou 均匀度指数
风水林	3.41	0.95	9.53	0.90
水口林	2.31	0.87	3.49	0.90
古坟林	1.52	0.74	1.59	0.85
古道林	0.83	0.85	3.01	0.32

除植物以外,浙西南自然圣境也是许多动物和大型真菌的庇护所。调查发现至少分布有10种野生脊椎动物和5种大型真菌。其中,猕猴 (*Macaca mulatta*)、白鹇 (*Lophura nycthemera*) 和鸳鸯 (*Aix galericulata*) 属于国家Ⅱ级重点保护野生动物,野猪 (*Sus scrofa*)、舟山眼镜蛇 (*Naja atra*) 和乌梢蛇 (*Zaocys dhumnades*) 被《国家保护的有重要生态科学、社会价值的陆生野生动物名录》收录,4种大型真菌被《中国生物多样性红色名录 大型真菌卷》评为无危(LC)或近危(NT)物种。

### 3.4 自然圣境物种多样性的文化维持机制

浙西南虽地处山区,但传统文化历史悠久,传承不息。当地人信奉道教,讲风水,拜神仙,仅浙西南8个村落周围就分布有10座道教庙宇。当地人关心住宅、村落和墓地的选址、座向、建设规制等,认为好的地理位置可以“趋吉避凶”,并将建筑周围的山林视为禁地,认为那是神灵或祖先亡灵休憩之所而加以崇拜,进而制定详细的村规民约进行约束。古人针对风水林、水口林和古坟林制定的村规民约尤为严格,一般有禁止砍伐、放牧、捡拾柴火等措施,为了强化族人的文化信仰,每年会定期举办祭祀活动。当地人也极其崇拜自然,认为大树是神灵降至之所,甚至有拜大树当“干娘”的习俗。大树周围神圣庄严,不允许轻慢,更不准村民砍伐烧荒。

浙西南宗祠文化盛行,在祭拜祖先、惩戒族人、传承文化和保护环境等方面发挥了极其重要的作

用。村规民约经宗祠礼法的约束,父辈言传身教,延续千年。西川村、斋郎村为警示子孙,将传承百年村规民约镌刻在自然圣境旁的石碑上,警示后人。不得砍伐风水林树木已成为浙西南妇孺皆知的“金科玉律”。

## 4 讨论与结论

裸子植物在自然圣境的乔木层占有明显优势,部分裸子植物属省级及以上重点保护野生植物。吕丽莎等<sup>[27]</sup>认为在地形、水分、能量空间异质性高的地区,裸子植物的物种多样性高。浙西南裸子植物物种丰富多样,离不开当地独特的地理环境和气候。地带性树种在当地圣境乔木层中也占优势,以壳斗科、樟科、金缕梅科为代表的亚热带常见植物重要值也较高<sup>[19]</sup>。浙西南处于亚热带地区,当地原始植被类型应为亚热带常绿阔叶林<sup>[28]</sup>,依据亚热带多优势种常绿阔叶林演替过程<sup>[29]</sup>和浙西南自然圣境中各科树种在乔木层重要值占比,初步推测风水林和水口林属于“以针叶树种为主的针阔混交林”,古坟林和古道林属于“以阳性阔叶树种为主的针叶混交林”。刘伟等<sup>[30]</sup>发现百山祖国家公园碳密度较高的区域以黄山松林、阔叶混交林和针阔混交林为主,经比对,百山祖国家公园碳密度较高的区域几乎与浙江凤阳山-百山祖国家级自然保护区的核心区重合。自然圣境植被类型以阔叶混交林和针阔混交林为主,该植被类型与百山祖国家公园核心区植被分类相似,且自然圣境大部分并非分布于国家公园核心区,初步判断自然圣境植被种类的形成与其是否处于国家公园核心区并无直接关系。国家公园一般控制区及公园以外的区域以村镇、耕地、竹林、经济林等人类活动干扰为主<sup>[12]</sup>,林地被大量开垦导致该区域公益林林分结构多单一,阔叶林分布较少<sup>[30]</sup>。浙西南不同的自然圣境植被类型的形成,除了受自然因素的影响外,人为因素也是极其重要的。人们通过文化信仰等对自然圣境进行保护,使处于非国家公园核心区域的植被得以保护,适宜大量的珍稀动植物濒危物种生存。

自然圣境的管理方式和文化内涵具有自身的特征。风水林、水口林、古坟林和古道林中群落的多样性、均匀度和丰富度之间存在差异,这与当地的风俗文化有关。传统文化对社区生物多样性保护的积极作用十分明显<sup>[2]</sup>。浙西南当地信奉神明,讲“风水”,崇拜自然,为保护风水林和水口林植被制定了严苛的村规民约,对经核实的破坏圣境林木的人员进行经济和道德惩罚。民间护林传统根深

蒂固,即使在 1958 年“大跃进”时期,村集体仅对风水林中的小树木进行砍伐。目前,初步估计贤良镇新庄自然村、石川村、西川村和贤良村现存的风水林面积在 6.67 hm<sup>2</sup> 以上。风水林和水口林长期受到民众的自发保护,保留了较为丰富的植物资源。古坟林和古道林物种多样性低于风水林和水口林,主要原因是受人类活动的影响<sup>[31]</sup>。受“事死如事生”以及“葬先荫后论”的影响,古人赋予坟园墓地和阳宅一致的意义,也讲究坟墓风水问题。“土色之光润,草木之茂盛,乃其验也,父祖子孙同气,彼安则此安,彼危则此危,亦其理也”。因此,古坟林周围一般草木茂盛,风水绝佳,即使村落周边没有心怡之地,也可以通过人工种植阴宅风水<sup>[32]</sup>。古坟林中植被定期会受到人为筛选保护,群落丰富度相对较差。古道是景观与文化的结合体<sup>[26]</sup>，“自然崇拜”是古道两旁古树名木屹立百年的原因之一。但随着现代交通的发展,古道沿线生态环境遭到破坏<sup>[29]</sup>,导致古道林群落丰富度和物种多样性降低。

自然圣境为许多珍稀动植物提供了适宜的生存环境,使大量珍稀古树名木得以保存,在生态恢复和森林重建中发挥重要作用,百山祖国家公园的部分区域就原属自然圣境。分布于国家公园周围的自然圣境,还可临时充当动物“避难所”,促进不同区域物种交流,丰富遗传多样性,提高公园内物种保护效果。自然圣境是一种特殊的生态系统,是人类将文化信仰与自然环境相结合的产物,可保护水源地,防止水土流失,净化空气,优化当地人的居住环境,具有巨大的生态价值等。为更好地保护当地生态环境,浙江省持续厚植生态家底,先后提出自然保护小区、完善护林员管理等政策<sup>[33]</sup>,新庄风水林闽楠古树群的形成便得益于此。随着以国家公园为主体的自然保护地体系的建立,浙江对自然保护区及其功能分区进行优化调整,同时废除自然保护小区等保护政策,多数自然圣境未被纳入保护地体系。目前,在浙江西南欠发达山区,大量人口外流,多数强壮劳动力外出打工,出现“老龄化”“空心化”现象,有些村庄甚至面临拆迁改制,文化信仰逐渐消失,已难以保护这些自然圣境。若发生盗伐名木、火灾等情形,仅依靠以往的村规民约,不足以保护自然圣境。

针对以上问题,建议重点做好以下工作,加强自然圣境保护:(1)创新政府保护模式,创新自然圣境保护机制,将钱江源-百山祖国家公园周边的自然圣境纳入国家公园治理范围。(2)积极探索卫星遥感、无人机等高科技手段,以实时监测自然圣境

内资源,对偷伐、盗猎等行为给予法律制裁,同时做好自然保护区的森防工作。(3)加大对自然圣境普查与研究,形成地方保护名录,了解并掌握地方传统知识受威胁因素。(4)从科学角度加大对自然圣境的宣传,对具有地域特色的圣境进行影像收录,积极开展学校讲座和课程、社区座谈会等形式的宣传教育工作,加深各界对自然圣境的认识和了解。

#### 参考文献:

- [1] 裴盛基. 自然圣境与生物多样性保护[J]. 中央民族大学学报(自然科学版), 2015, 24(4): 7-10. [PEI Sheng-ji. Sacred Natural Sites (SNS) Culture and Biodiversity Conservation [J]. Journal of Minzu University of China (Natural Sciences Edition), 2015, 24(4): 7-10.]
- [2] 杨立新, 裴盛基, 张宇. 滇西北藏区自然圣境与传统文化驱动下的生物多样性保护[J]. 生物多样性, 2019, 27(7): 749-757. [YANG Li-xin, PEI Sheng-ji, ZHANG Yu. Action Research on Tibetan Sacred Nature Sites (SNS) Conservation in Tibetan Community in NW Yunnan [J]. Biodiversity Science, 2019, 27(7): 749-757.]
- [3] 杜爽, 韩锋, 马蕊. 世界遗产视角下的国外自然圣境保护实践进展与代表性方法研究[J]. 风景园林, 2019, 26(12): 85-90. [DU Shuang, HAN Feng, MA Rui. Progress and Representative Methods in Foreign Sacred Natural Site Conservation from World Heritage Perspective [J]. Landscape Architecture, 2019, 26(12): 85-90.]
- [4] 赵新坤, 郭贤明, 王兰新. 自然圣境在生物多样性保护中的作用探讨[J]. 环境科学导刊, 2017, 36(3): 35-37. [ZHAO Xin-kun, GUO Xian-ming, WANG Lan-xin. Role of Sacred Natural Sites in Biodiversity Conservation [J]. Environmental Science Survey, 2017, 36(3): 35-37.]
- [5] 郭贤明, 王兰新, 赵建伟. 我国自然圣境与生物多样性保护研究进展[J]. 生态经济, 2016, 32(1): 194-196, 206. [GUO Xian-ming, WANG Lan-xin, ZHAO Jian-wei. Research on the Sacred Natural Sites and the Biodiversity Conservation in China [J]. Ecological Economy, 2016, 32(1): 194-196, 206.]
- [6] 肖文武, 王兰新. 论自然圣境在生物多样性保护中的作用[J]. 林业调查规划, 2015, 40(5): 49-52. [XIAO Wen-wu, WANG Lan-xin. Roles of Natural Holy Site in Biodiversity Protection [J]. Forest Inventory and Planning, 2015, 40(5): 49-52.]
- [7] 谢春华, 依旺香, 周冬梅, 等. 勐腊县傣族“龙山”森林植被类型分析[J]. 林业调查规划, 2010, 35(3): 76-83. [XIE Chun-hua, YI Wang-xiang, ZHOU Dong-mei, et al. Analysis on Forest Vegetation Types of Tai “Dragon Mountain” in Mengla County [J]. Forest Inventory and Planning, 2010, 35(3): 76-83.]
- [8] 罗旋. 浙江风水林调查研究[D]. 杭州: 浙江农林大学, 2012. [LUO Xuan. Survey and Research of the Fengshui Woods in Zhejiang [D]. Hangzhou: Zhejiang A & F University, 2012.]
- [9] 罗旋, 王小德, 杭璐璐, 等. 浙江风水林类型、特点及保护管理探讨[J]. 福建林业科技, 2012, 39(2): 173-177. [LUO Xuan, WANG Xiao-de, HANG Lu-lu, et al. A Study on the Categories, Characteristics and Protection Management of the Fengshui Woods

- in Zhejiang Province [J]. *Journal of Fujian Forestry Science and Technology*, 2012, 39(2): 173-177.]
- [10] 代晓康. 中国风水林的研究进展 [J]. *中国农学通报*, 2011, 27(19): 1-4. [DAI Xiao-kang. The Progress of the Geomantic Forests in China [J]. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2011, 27(19): 1-4.]
- [11] 叶捷. 高质量打好国家公园创建攻坚战 [N/OL]. *丽水日报*, 2020-09-08 [2021-03-17]. [http://www.lsnnews.com.cn/zt/2020/gjgy/plyl/20200908\\_t20200908\\_402932.shtml](http://www.lsnnews.com.cn/zt/2020/gjgy/plyl/20200908_t20200908_402932.shtml).
- [12] 钱江源-百山祖国家公园总体规划 [G]. 北京: 中国国际工程咨询有限公司, 国家林业和草原局调查规划设计院, 2019.
- [13] 汪宁生. 文化人类学调查: 正确认识社会的方法 [M]. 2版. 北京: 文物出版社, 2002: 27-28.
- [14] FERROZ S M, YOSHIMURA K, HAGIHARA A. Stand Stratification and Woody Species Diversity of a Subtropical Forest in Limestone Habitat in the Northern Part of Okinawa Island [J]. *Journal of Plant Research*, 2008, 121(3): 329-337.
- [15] 吴昊. 不同类型群落物种多样性指数的比较研究 [J]. *中南林业科技大学学报*, 2015, 35(5): 84-89. [WU Hao. Comparative Study of Species Diversity Indices of Different Type Communities [J]. *Journal of Central South University of Forestry & Technology*, 2015, 35(5): 84-89.]
- [16] 马克平, 刘玉明. 生物群落多样性的测度方法 I:  $\alpha$  多样性的测度方法 (下) [J]. *生物多样性*, 1994, 2(4): 231-239.
- [17] 陈水飞, 李垚, 葛晓敏, 等. 浙江仙居典型中亚热带常绿阔叶林样地的群落特征 [J]. *生态与农村环境学报*, 2017, 33(12): 1109-1116. [CHEN Shui-fei, LI Yao, GE Xiao-min, et al. Community Characteristics of a Subtropical Evergreen Broad-leaved Forest Plot Typical of Xianju of Zhejiang Province, Eastern China [J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2017, 33(12): 1109-1116.]
- [18] 许晴, 张放, 许中旗, 等. Simpson 指数和 Shannon-Wiener 指数若干特征的分析及“稀释效应” [J]. *草业科学*, 2011, 28(4): 527-531. [XU Qing, ZHANG Fang, XU Zhong-qi, et al. Analysis of Some Characteristics of Simpson Index and Shannon-Wiener Index and Their Dilution Effect [J]. *Pratacultural Science*, 2011, 28(4): 527-531.]
- [19] 刘大伟, 王宇健, 谢春平, 等. 安徽省一级古树的资源特征及影响因子分析 [J]. *植物资源与环境学报*, 2020, 29(1): 59-68. [LIU Da-wei, WANG Yu-jian, XIE Chun-ping, et al. Analyses on Resource Characteristics and Impact Factors of First-class Old Trees in Anhui Province [J]. *Journal of Plant Resources and Environment*, 2020, 29(1): 59-68.]
- [20] ZHANG H, LAI P Y, JIM C Y. Species Diversity and Spatial Pattern of Old and Precious Trees in Macau [J]. *Landscape and Urban Planning*, 2017, 162: 56-67.
- [21] 冯贵祥. 湖南典型风水林群落分类与植被-环境关系研究 [D]. 长沙: 中南林业科技大学, 2019. [FENG Gui-xiang. The Research on Classification of Typical Fengshui Forest Community and Vegetation-environment Relation in Hunan Province [D]. Changsha: Central South University of Forestry & Technology, 2019.]
- [22] 关传友. 中国古代风水林探析 [J]. *农业考古*, 2002(3): 239-243.
- [23] 关传友. 古代风水林与绿化思想 [J]. *寻根*, 2002(5): 98-103.
- [24] 庄羽帆. 浙江森林古道景观保护与修复研究 [D]. 杭州: 浙江农林大学, 2019. [ZHUANG Yu-fan. Study on Landscape Protection and Restoration of Forest Ancient Road in Zhejiang Province [D]. Hangzhou: Zhejiang A & F University, 2019.]
- [25] 寿云蕾. 浙江森林古道保护与利用的研究 [D]. 杭州: 浙江农林大学, 2018. [SHOU Yun-lei. Study on Protection and Utilization of Zhejiang Forest Road [D]. Hangzhou: Zhejiang A & F University, 2018.]
- [26] 商侃侃, 陈波, 达良俊. 浙江天目山孑遗落叶阔叶树种的种群结构及更新策略 [J]. *应用生态学报*, 2018, 29(2): 361-368. [SHANG Kan-kan, CHEN Bo, DA Liang-jun. Population Structure and Regeneration Strategy of Relict Deciduous Broadleaved Trees on Mount Tianmu, Zhejiang Province, China [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2018, 29(2): 361-368.]
- [27] 吕丽莎, 蔡宏宇, 杨永, 等. 中国裸子植物的物种多样性格局及其影响因子 [J]. *生物多样性*, 2018, 26(11): 1133-1146. [LÜ Li-sha, CAI Hong-yu, YANG Yong, et al. Geographic Patterns and Environmental Determinants of Gymnosperm Species Diversity in China [J]. *Biodiversity Science*, 2018, 26(11): 1133-1146.]
- [28] 周红敏, 彭辉, 蒋敏, 等. 凤阳山自然保护区针阔混交林空间结构研究 [J]. *福建林业科技*, 2019, 46(3): 51-54, 67. [ZHOU Hong-min, PENG Hui, JIANG Min, et al. Spatial Structure Parameters of Mixed Stand of Conifer and Broad-leaved Trees in Fengyangshan Nature Reserve [J]. *Journal of Fujian Forestry Science and Technology*, 2019, 46(3): 51-54, 67.]
- [29] 张家城, 陈力. 亚热带多优势种森林群落演替现状评判研究 [J]. *林业科学*, 2000, 36(2): 116-121. [ZHANG Jia-cheng, CHEN Li. A Study on Judgment and Evaluation of Succession Situation for Forest Community with Several Dominant Tree Species in Subtropical Zone in China [J]. *Scientia Silvae Sinicae*, 2000, 36(2): 116-121.]
- [30] 刘伟, 潘永柱, 徐肇友, 等. 百山祖国家公园公益林碳储量及分配特征 [J]. *生态学杂志*, 2021, 40(1): 1-10. [LIU Wei, PAN Yong-zhu, XU Zhao-you, et al. Carbon Storage and Its Spatial Distribution of Public Welfare Forest in Baishanzu National Park [J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2021, 40(1): 1-10.]
- [31] 管东生, 陈玉娟. 人类活动对城市植被的影响: 以广州为例 [C] // 土地覆被变化及其环境效应学术会议论文集. 昆明: [出版者不详], 2002: 290-297.
- [32] 刘巧兴. 论明清时期福建地区民间法对林木的保护 [D]. 重庆: 西南政法大学, 2007.
- [33] 许雅文. 2004 年至今, 浙江省公益林面积净增 1611.35 万亩 [EB/OL]. (2019-12-12) [2021-03-26]. [https://zjnews.zjol.com.cn/zjnews/zjxw/201912/t20191212\\_11463262.shtml](https://zjnews.zjol.com.cn/zjnews/zjxw/201912/t20191212_11463262.shtml).

作者简介: 李颖硕 (1993—), 女, 河北沧州人, 助理研究员, 硕士, 主要研究方向为遗传资源及其相关传统知识。E-mail: 1219755637@qq.com

(责任编辑: 李祥敏)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2021.0152

王蕾, 卢晓强, 刘立, 等. 其他基于区域的有效保护措施(OECMs)的机遇、挑战及对策分析[J]. 生态与农村环境学报, 2021, 37(9): 1122-1128.

WANG Lei, LU Xiao-qiang, LIU Li, et al. Opportunities, Challenges and Policy Analysis of Other Effective Area-based Conservation Measures (OECMs) for Biodiversity Conservation[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2021, 37(9): 1122-1128.

## 其他基于区域的有效保护措施(OECMs)的机遇、挑战及对策分析

王蕾, 卢晓强, 刘立, 马月, 胡飞龙<sup>①</sup>, 刘燕<sup>②</sup> (生态环境部南京环境科学研究所, 江苏南京 210042)

**摘要:** 生物多样性是人类生存与发展赖以生存的物质基础, 为人类提供丰富多样的食物、能源、药品和遗传资源。但受不合理人类活动的影响, 生物多样性丧失已成为人类面临的最大风险挑战和威胁之一。从“爱知生物多样性目标”到“2020年后全球生物多样性框架”(以下简称“2020年后框架”), 保护地面积比例一直是《生物多样性公约》(以下简称《公约》)最重要的目标之一。其他基于区域的保护措施(OECMs)是国际上的一个新兴的重要议题, 成为保护区必不可少的补充, 对于推动就地保护工作、促进保护手段的多元化具有十分重要的实践意义。通过系统梳理 OECMs 的提出、概念形成及发展历程, 研究国内外 OECMs 履约现状, 深入辨析 OECMs 与保护区的区别与联系, 揭示 OECMs 在科学基础、多边磋商和资金投入等领域面临的挑战。在此基础上, 从明确识别 OECMs 的必要性、深入参与 OECMs 国际规则制定、平衡 OECMs 科学性与有效性、加强 OECMs 部门规划与执行等层面, 就 OECMs 履约提出合理化建议, 为科学识别符合我国国情的 OECMs、支持“2020年后框架”的成果达成奠定基础, 也为我国保护地相关目标的实现提供重要支持。

**关键词:** 保护地; 关键生物多样性区域; 有效管理; 主流化

**中图分类号:** X-1 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2021)09-1122-07

**Opportunities, Challenges and Policy Analysis of Other Effective Area-based Conservation Measures (OECMs) for Biodiversity Conservation.** WANG Lei, LU Xiao-qiang, LIU Li, MA Yue, HU Fei-long<sup>①</sup>, LIU Yan<sup>②</sup> (1. Nanjing Institute of Environmental Sciences, Ministry of Ecology and Environment, Nanjing 210042, China)

**Abstract:** Biodiversity is the material basis for human survival and development, and it provides rich and diverse food, energy, medicine, and genetic resources for humankind. However, affected by anthropogenic activities, biodiversity loss has become one of the most significant risks and threats facing human health and well-being. From the “Aichi Biodiversity Targets” to the “Post-2020 Global Biodiversity Framework” (hereinafter referred to as the “Post-2020 GBF”), the proportion of protected areas has always been one of the most important and remarkable targets under the Convention on Biological Diversity. Other area-based protection measures (OECMs) is an emerging international important issue, which has become an indispensable supplement to protected areas, and has important practical significance for promoting in-situ conservation and the diversification of conservation methods. Through collecting materials referring to the original proposal, concept formation, development history, and research progress of OECMs worldwide, the differences and connections between OECMs and protected areas have been analyzed in-depth, and the challenges that OECMs face in the fields of scientific basis, multilateral consultations, and capital investment have been revealed. On this basis, from clearly identifying the necessity of OECMs, deeply participating in the formation of OECMs rules and standards, balancing the scientificity and the effectiveness of OECMs, strengthening department planning and management, suggestions on the implementation of OECMs are put forward in order to scientifically identify the measures in line with China’s national conditions, further

收稿日期: 2021-03-15

基金项目: 国家重点研发计划(2018YFC0507201)

① 通信作者 E-mail: hfl@nies.org

② 共同通信作者 E-mail: liuyan@nies.org

support the achievement of the Post-2020 GBF, and also provide important support for the realization of protected areas related targets.

**Key words:** protected area; key biodiversity area; effective management; mainstreaming

生物多样性是人类生存与发展的物质基础。当前背景下,就地保护,特别是保护地建设对于保护物种栖息地及生物多样性至关重要,成为生物多样性保护策略的基石<sup>[1]</sup>。国际上,就地保护方式可划分为保护区和其他基于区域的有效保护措施(other effective area-based conservation measures, OECMs)<sup>[2]</sup>。OECMs是国际上关于生物多样性保护的一个新兴的重要议题,最先在《生物多样性公约》(以下简称《公约》)第十次缔约方大会(COP10)上提出,之后历经一系列的发展与演变。从《公约》最先提出的“爱知生物多样性目标”(以下简称“爱知目标”)<sup>[3]</sup>,到最新的“2020年后全球生物多样性框架”(以下简称“2020年后框架”)<sup>[4]</sup>,保护地面积比例一直是缔约方关注的焦点,引发越来越多国际组织和专家学者的关注<sup>[5-6]</sup>。

2021年,联合国《公约》第十五次缔约方大会(COP15)将在云南昆明召开,其重要成果之一是通过“2020年后框架”,引领未来十年全球生物多样性保护进程。但截至目前,全球有关保护地目标的实现情况并不理想,仅有9.8%的地球表面被保护地覆盖(陆地占比为16.25%,海洋占比为7.71%),离目前科学界提出的30%甚至50%的保护地目标差距甚远。因此,在全球保护区建设艰难前行的背景下,如何深层理解与识别OECMs的内涵及外延,使之成为保护区的重要补充,实现严格保护与可持续发展的协同增效,成为目前亟需解决的关键技术问题。该文通过系统研究OECMs履约及谈判进程,明确OECMs概念及识别标准,深入分析OECMs实现过程中面临的技术难题,并密切关注目前“2020年后框架”相关目标的设置,为科学识别符合我国国情的OECMs、支持“2020年后框架”成果的达成奠定基础,也为中国保护地目标的实现提供重要支持。

## 1 OECMs概述

### 1.1 OECMs一词的提出

2010年10月,在日本爱知县召开《公约》第十次缔约方大会,通过了全球《2011—2020年生物多样性战略计划》。该战略计划确定了2020年全球生物多样性保护目标(也称“爱知目标”),其行动目标11提出:“到2020年,至少有17%的陆地和内陆水域以及10%的沿海和海洋区域,尤其是对于生物

多样性和生态系统服务具有特殊重要性的区域,通过有效而公平管理的、生态上有代表性和相连性好的保护区系统及其他基于区域的有效保护措施得到保护,并被纳入更广泛的土地景观和海洋景观”<sup>[7]</sup>。至此,OECMs一词被正式纳入《公约》框架,客观反映了《公约》缔约方的需求,即认可在其他设计良好、治理和管理有效的区域实现生物多样性保护目标。

### 1.2 OECMs概念的形成

2016年,《公约》科咨附属机构第20次会议(SBSTTA-20)和COP13讨论了爱知目标的工作进展。COP13通过第VIII/9号决定,提出“认识到在跨部门和综合海洋空间规划和实施的框架内,为支持在海洋和沿海地区实现爱知生物多样性目标,在各种领域保护措施的现有努力之间建立联系的重要性”,同时要求围绕OECMs开展额外工作,以便针对它们的定义、识别、管理方法以及爱知目标11的贡献提供建议<sup>[8]</sup>。2018年2月,《公约》秘书处先后召开了爱知目标11的OECMs技术专家会议及海洋和沿海地区OECMs专家会议,会议制定了关于OECMs的联合指导草案,为第14/8号决定提供依据。同年11月,COP14第14/8号决定通过OECMs定义,提出OECMs是指“保护区以外的为取得生物多样性就地养护的积极、持续的长期成果,获得相关的生态系统功能和服务,以及可能的文化、精神、社会经济价值和其他与社区相关的价值,对特定地理区域采取的治理和管理措施”,并在附件3中列出OECMs的一般识别标准(表1),为发挥保护地在实现全球目标方面的作用提供技术支持<sup>[9]</sup>。

### 1.3 OECMs进一步发展

通过第14/8号决定后,联合国粮食及农业组织(FAO)、世界自然保护联盟(IUCN)等成立渔业专家组,于2019年5月共同组织专家会议。此次会议主要目的是从识别和管理OECMs需要考虑的内容出发,广泛了解与OECMs有关的问题以及各种空间措施对保护生物多样性的潜在贡献,在海洋捕捞渔业部门中确定和建立海洋经济共同体,广泛收集并编纂专家意见,推进海洋保护目标<sup>[10]</sup>。2019年,IUCN发布《OECMs识别和报告指南》<sup>[11]</sup>。2020年1月13日,《公约》网站公布“2020年后框架”零案文,其行动目标2提出:“通过保护区和其他基于区域的

有效保护措施,到 2030 年,至少覆盖对生物多样性特别重要的地点的 60% 及至少 30% 的陆地和海洋地区,至少 10% 的陆地和海洋地区受到严格保护”。中间历经多轮磋商后,2021 年 7 月,《公约》秘书处公布“2020 年后框架”第一稿案文,该目标调整为“确保形成得到有效和公平管理、具有生态代表性

和连通性良好的保护区系统并采取其他基于区域的有效保护措施,使全球陆地和海洋区域的至少 30% 得到保护,尤其是保护对生物多样性及其对人类所做贡献特别重要的区域,并将这些区域纳入更广泛的陆地景观和海洋景观”(即“3030 目标”)。

表 1 有关 OECMs 识别标准

Table 1 Criteria for identification of OECMs

一级标准	二级标准	三级标准
A. 地区目前未被确认为保护区	A1. 不是保护区	目前不是被确认或报告的保护区或保护区的一部分;可能是为其他功能而设立的地区
B. 地区受治理或管理	B1. 划定的地理空间	规模和面积描述,必要时包括三维描述 地理范围划定
	B2. 合法治理机构	治理具有合法机构,适合实现区内生物多样性就地保护 由土著人民和地方社区进行治理,根据国家立法和适用的国际法自我识别 治理模式反映了《公约》中提到的公平公正 由单一机构和(或)组织治理或多个主管机构协作治理,共同应对威胁
	B3. 管理下的	列明参与管理的有关机构和利益攸关方 设有有助于维持生物多样性就地保护的管理系统 管理符合生态系统方法,拥有实现预期生物多样性保护成果,包括长期成果的调整能力及管理新威胁的能力
C. 持续和有效促进就地保护生物多样性	C1. 有效	在就地保护生物多样性方面实现或有望实现积极而持续的成果 有效处理现有和合理预期的威胁,预防、大幅度减少或消除威胁,并恢复退化的生态系统 建立了政策框架和规章等机制,以便确认和应对新威胁 在相关和可能的情况下,整合 OECMs 外的管理
	C2. 持续与长期	OECMs 是长期的,或预期应当是长期的 “持续”指治理和管理的连续性,“长期”指生物多样性成果
	C3. 信息和监测	尽可能记录该地区的已知生物多样性属性,包括酌情记录文化和(或)精神价值,以及现行治理和管理情况,用作评估有效的基线 监测系统帮助管理机构了解生物多样性措施的有效性,包括健康的生态系统 设有程序用于评估治理和管理的有效性,包括公平性 包括界线、目标和治理等在内的该地区的一般数据可以获取和提供
	C4. 就地保护生物多样性	确认 OECMs 将包括查明生物多样性属性范围,地点范围对此十分重要(例如稀有、受威胁或濒危物种群落、有代表性自然生态系统、范围受限物种、关键生物多样性地区、提供关键生态系统功能和服务的地区、生态连接地区)
D. 相关生态系统功能和服务以及文化、精神、社会经济及其他与社区有关的价值	D1. 生态系统服务和功能	支持其他有效的地区保护措施生态系统功能和服务,包括对土著居民和地方社区具有重要意义的服务,同时考虑到生态系统功能和服务之间的相互作用和取舍,以确保生物多样性的积极成果和公平性 加强某一生态系统功能和服务的管理工作,不应对该地整体生物多样性产生负面影响
	D2. 文化、精神、社会经济及其他与当地社区有关的价值	在存在文化、精神、社会经济及其他与社区有关价值的地区,治理和管理措施酌情确定、尊重和维护这些价值 治理和管理措施尊重和维护对就地保护生物多样性至关重要的传统知识、做法和制度

来源于《生物多样性公约》第 14 次缔约方大会第 8 号决议。

## 2 OECMs 与保护区关系辨析

### 2.1 相关关系

保护区和 OECMs 都是基于区域的保护措施和管理工具,都是满足《公约》第 8 条规定的就地保护措施,通过有效管理和监督,实际上起到了生物多

样性养护和可持续利用的效果,其包括对于生态系统功能和服务、连通性和完整性以及公平有效管理的贡献。OECMs 的定义在前文已具体阐述;保护区则是指通过法律或其他有效手段,致力于生物多样性、自然资源以及相关文化资源保护的陆地或海洋区域,保护区的建立有严格的认定标准、流程以及

人力资源和资金的投入<sup>[12]</sup>。

保护区和 OECMs 的主要区别在于:(1)目的不同,OECMs 的首要目的可能并非保护,包括具有二级养护目标的军事土地、流域保护区、生态走廊、私人保护区、一些高价值保护区域或渔业封闭区,以及土著居民和地方社区世代生活和保护的领土和地区等;(2)保护方式不同,OECMs 的主体和形式更趋向多样化,如政府治理、共同治理、私有治理、土著居民和地方社区的治理等;(3)保护标准不同,OECMs 管理相对宽松,那些管理强度较低但仍能较好地维护当地野生动植物种群的区域,仍然可能被认定为 OECMs。

## 2.2 OECMs 识别标准

根据《公约》第 14/8 号决定,识别 OECMs 具有 4 个关键步骤(表 1):

(1)目前未被确认为保护区。为避免重复规划,突出保护区和 OECMs 各自价值,识别 OECMs 的首要标准是该区域未被确认为保护区。一种情况是这些区域可能已经符合保护区的建设标准,但尚未被官方认定为保护区,例如土著居民和地方社区管理的部分土地,具有高度生物多样性价值,但又不愿将其纳入保护区。二是某些区域虽然采取了一定措施,但其首要目标不是保护,保护生态环境和生物多样性仅仅是其次要目标或者附带目标,例如实际上维护了本地物种及其栖息地的某些农业或森林管理系统<sup>[13-14]</sup>。三是某些区域采取的措施可能并没有基于保护的目,但却事实上达到了保护效果,例如某些军事管理区域,由于极少人类活动干扰,可能成为生物多样性热点区域。

(2)所在区域有治理和管理措施。该标准具体要求包括:一是有划定的确定、清晰的地理空间,这也是《公约》下就地保护的基本要求;二是有合法的治理机构,以确认其管理措施有合法权利来源,并具有约束效力;三是有管理措施,且有助于保护生物多样性,符合生态系统方法(ecosystem-based approach),有管理者和/或利益相关方的参与<sup>[15]</sup>。

(3)持续和有效促进生物多样性的就地保护。该标准是 OECMs 最重要的标准,即成效标准。一是有效性,包括实现积极的效果,有效处理预期威胁,建立并实施政策和法规等;二是持续性和长期性,前者指合法机构的连续性,后者指生物多样性保护措施的长期性;三是进行信息收集和监测,以保证对生物多样性保护和恢复的持续、长期监测以及相关数据的获取;四是生物多样性的就地保护,本质上在于与《公约》“生物多样性”和“就地保护”的概

念保持一致,实现对自然的整体保护。

(4)具有生态系统功能、服务和其他与社区相关的价值。该标准主要包含两层含义:一是维持生态系统自身的完整、平衡;二是通过供给服务以及其他相关价值满足人类需求。例如,一些少数民族由于对于特定自然景观或者野生动物的崇拜所进行的保护行动,这些区域同时维持着当地居民的宗教和精神依托。而且,有研究表明,保护区内部并非总是保持高质量的生态系统服务,因此,OECMs 在维护相关价值方面起到了独特的补充作用<sup>[16]</sup>。

## 3 OECMs 履约进展

### 3.1 国际 OECMs 实现情况

根据第 5 版全球生物多样性展望(GBO-5),保护地目标成为“爱知目标”中为数不多的部分实现的目标之一。但世界保护地数据库(WDPA)显示,仅有 3 个国家向 WDPA 报告了 OECMs 的相关信息。截至目前,全球陆地保护地覆盖比例为 16.25%,但 OECMs 仅报告 85 处,占陆地比例为 0.87%;海洋保护地覆盖比例为 7.71%,OECMs 报告有 59 处,占海洋面积比例为 0.03%。国际上,加拿大 2016 年宣布了提升陆地和海洋保护目标的计划,其中就包括加强 OECMs,识别和建立新的 OECMs,包括禁渔区,特别是保护敏感区域和珊瑚热点区<sup>[16]</sup>。2017 年,加拿大制定了确定海洋 OECMs 的指南和具体标准(表 2)。

### 3.2 中国 OECMs 实现情况

中国划定并严守生态保护红线(ecological conservation redline, ECR)<sup>[17]</sup>,其主要分为两类:第一类是国家级和省级禁止开发区域,包括国家公园、自然保护区、森林公园的生态保育区和核心景区、风景名胜区的核心景区等区域;第二类是除上述禁止开发区域以外,根据生态功能重要性,将有必要实施严格保护的各类保护区域,包括极小种群物种分布的栖息地、国家一级公益林、重要湿地(含滨海湿地)、国家级水土流失重点预防区、沙化土地封禁保护区、野生植物集中分布地、自然岸线、雪山冰川、高原冻土等重要生态区域。两类区域保护标准均为严格保护,且由政府采取治理和监管措施,但在保护目的上,一些第二类区域首要保护目的并非生物多样性保护,而是出于维持生态系统服务和功能以及减少自然灾害发生等目的,长期以来客观产生了生物多样性保护的效果,这些措施符合 OECMs 的定义和标准,可为全球 OECMs 科学划定提供中国方案。

表 2 加拿大 OECSs 划定标准

Table 2 Guidance on identifying area-based other effective conservation measures in Canadian coastal and marine waters

序号	一级标准	二级标准
标准 1	清晰划定地理边界	
标准 2	养护或种群管理目标	对生物多样性重要的栖息地;独特性、稀缺性;对物种生命周期特别重要;对濒临灭绝的物种重要;脆弱或恢复缓慢;具有较高的生物生产力;具有相对较高的生物多样性;原始景观。区域重要物种;生态意义的物种;濒危物种;商用物种和当地鱼类
标准 3	体现了生态利益	
标准 4	措施的长期性,至少 25 年	通过法律法规;有足够证据表明是长期的管理措施
标准 5	充分保护了生态要素	无危害的人类活动;人类活动有良好规划;用风险工具和专家意见对相关活动进行评估;生态监测、审查和执行

中国现有各类陆域自然保护地 15 类,总数量(不含港澳台地区)为 1.18 万个,占我国陆域面积的 18%<sup>[18]</sup>。其中,保护区面积为 14 717 万  $\text{hm}^2$ ,占比为 14.86%;其他各类保护地占比为 3.14%。此外,中国积极采取了其他有效保护措施,例如 2021 年 1 月 1 日,长江干流、大型通江湖泊和重要支流正式开始为期十年的全面禁捕。在海洋保护地方面,中国正在对海洋生态空间、规划空间以及海洋生态保护红线进行整体战略规划和调整,积极采取可持续海洋渔业管理措施,至 2018 年,海洋休渔区和休渔期制度的实施范围已占中国海域面积的 72.64%<sup>[19]</sup>。

民间的努力可以对 OECSs 起到积极有效的补充作用。有环保组织探索建立基于社区的中华保护地体系(CCAfa)<sup>[20]</sup>,同时发展可持续生计;2017 年,23 家公益机构联合发起成立社会公益自然保护地联盟,希望凝聚在公益保护地方面各自探索的社会力量,形成更大合力,推动公益保护地在中国的发展,共同有效保护 1% 中国国土面积<sup>[21]</sup>。社会公益力量的加入,对我国自然保护地事业意义重大。随着社会力量参与保护的热情高涨,国家也出台了一系列激励政策,包括在 2019 年发布的《关于建立以国家公园为主体的自然保护地体系的指导意见》中纳入多方参与内容,支持社会力量参与保护。

## 4 OECSs 面临的挑战

### 4.1 OECSs 科学基础较为薄弱

自 2010 年 COP10 提出 OECSs 以来,直到 2018 年 COP14 才通过 OECSs 的定义以及有关其识别的标准和指南。在过去十年中,这种延迟可能导致 OECSs 在大多数国家生物多样性政策和战略中被忽视,在时间有限的前提下,政府和管理机构将着眼于更快地实施 OECSs,确保 OECSs 对生物多样性保护目标作出有实质意义的贡献。此外,识别标准和指南的延迟,也导致相关监测工具的匮乏,即

使目前已有一些基于土地覆盖的遥感产品等工具<sup>[22]</sup>,但对于生物多样性代表性等要素的监测明显不足,亦无法捕捉生态系统的微妙变化。特别地,当前 OECSs 的解读主要由 IUCN 等机构牵头开展,《公约》缔约方对其普遍缺乏关注,因此 OECSs 尚无法充分考虑各国国情及关注点,导致 OECSs 离科学运用相距甚远。

### 4.2 多边磋商可能降低 OECSs 标准

一旦开启 OECSs 谈判,《公约》缔约方将会在磋商进程中对 OECSs 和保护区进行利益权衡,在保护区压力居高不下的前提下,可能不断降低 OECSs 标准,从而导致将一些生物多样性价值较低的区域纳入 OECSs,这样将是全球生物多样性保护的一场灾难<sup>[23]</sup>。识别低价值区域成为 OECSs 的潜在后果包括:(1)对生物多样性很重要,但对农业等价值较高的小面积区域仍然得不到保护;(2)降低保护的有效性,例如,巴西 2018 年在偏远地区建立了两个大型海洋保护区,这些区域大幅增加了海洋保护面积的占比,但可能对海洋生物多样性保护并非有效;(3)用于建立保护区和监测其他更有效领域的经费将被稀释,影响整体保护效果。

### 4.3 OECSs 资金问题尤为突出

当前全球生物多样性保护资金缺口巨大,在资金有限的前提下,资金将主要流向性价比更高的保护区,而缺乏对 OECSs 的相关投入。OECSs 涉及国土空间规划,关系农业、林业、渔业等多个领域、行业及产业,因此,OECSs 需平衡考虑生物多样性保护与可持续利用的关系,对其识别与评估也将无形地增加协调与管护成本。不同区域和国家的生物多样性和生态环境可能面临不同层面和程度的威胁和挑战,因此需要不同的管理方式和监测系统,需要额外的资金和技术支持<sup>[24]</sup>。可见,由于 OECSs 涉及面广,治理类型多样,机构之间在协调和资金方面将需要更多的支持。

## 5 我国 OECMs 履约对策分析

### 5.1 明确识别 OECMs 的必要性

保护区对于提升生物多样性保护成效起到无可比拟的作用,而 OECMs 能发挥其在公平和范围上的独特价值,对于进一步推动就地保护工作、促进保护手段的多元化、调动各方保护积极性并促使目标达成具有十分重要的意义。随着保护地目标的进一步提升,保护地范围的扩大将压缩其他空间的利用<sup>[25]</sup>,OECMs 有助于进一步平衡保护和可持续利用之间的关系,在维持原有生活方式的基础上制定合理管理措施,维持当地生物多样性和生态系统完整性。同时,OECMs 可通过设立附加的保护功能,进一步拓展基于生态系统的方法和预防手段,有助于增强保护区网络的连通性和完整性。

### 5.2 深度参与 OECMs 国际规则制定

2020年,自然资源部发布了《全国重要生态系统保护和修复重大工程总体规划(2021—2035年)》,提出在青藏高原、黄河流域、长江流域和东北森林带等7个生态区的39个重要地区将实施生态保护和修复重大工程。OECMs 作为保护区的重要补充和管理工具,可以在相关保护和修复工程中得以充分运用。如此,一方面能够推动保护和可持续发展之间的平衡,促进社会各方面力量参与并提升其积极性,同步提升保护面积和保护效率;另一方面,通过适用于 OECMs 的标准和实践,总结中国经验,借助《公约》、世界保护地数据库等国际平台,宣介中国最佳实践,引导国际规则的制定和发展,促进全球保护地体系建设的有效性和管理水平,提升我国在生物多样性保护相关领域的国际话语权和影响力。

### 5.3 平衡 OECMs 科学性与有效性

OECMs 的实质依然是为了保护生物多样性,而不仅仅是为了完成“2020年后框架”目标,因此,在 OECMs 识别进程中,应明确其科学内涵及外延,严格标准要求,推动 OECMs 标准化进程。在我国,除生态保护红线区域外,一些长期的禁猎区、禁渔区,以及一些有助于生物多样性保护的连接区域等,均可以适用 OECMs 的标准加以识别,但识别的目的应基于保护,而不是为了完成保护地目标。因此,如果这些区域暂未符合 OECMs 标准,亦不可任意扩大解释,而应对其保护方式、内容进行有针对性的增强,随着时间的推移而逐步满足 OECMs 的定义和标准,最终将其识别并报告为 OECMs。

### 5.4 加强 OECMs 部门规划与执行

OECMs 为许多部门提供了机会,也纳入了生物多样性就地保护的行为主体,包括资源利用政府部门,及私营部门、金融机构、生态景区等,这些部门的首要目标可能并非保护生物多样性。由于 OECMs 适用范围和方式较为宽松,如能进一步加强 OECMs 的部门规划和适用,将进一步激励各行为主体在执行相关政策和行动时纳入保护生物多样性的考虑,推动生物多样性在各个部门和行业的主流化,推进国际履约进展。

OECMs 本身涉及综合国土规划、农业、渔业等多个领域、行业及部门,因此,对此识别需平衡考虑生物多样性保护与经济、社会发展的内在逻辑。在当前全球生物多样性保护资金缺口巨大的前提下,同样需要平衡保护地面积扩大与管理有效性提升的关系。但也应乐观地看到,很多国家正在采取积极行动,且部分国家已做出具体的资金承诺以支持地方乃至全球保护地建设。目前,“3030目标”已成为“2020年后框架”谈判的重要议题,建议进一步加强陆地和海洋保护目标的科学研究,协调相关国际进程,综合利用保护区和 OECMs,在“爱知目标”的基础上,合力推动“2020年后框架”的顺利达成,设定科学合理、切实可行的保护地目标,为2030年可持续发展目标的实现作出贡献。

#### 参考文献:

- [1] 汪晓帆,黄宝荣,胡飞龙,等.N%理念下的全球保护地管护方案初探[J].中国环境管理,2020,12(3):48-52.[WANG Xiaofan, HUANG Bao-rong, HU Fei-long, et al. Preliminary Discussion on Global Protected Area Management and Protection Scheme with the N% Concept[J]. Chinese Journal of Environmental Management, 2020, 12(3): 48-52.]
- [2] MAXWELL S L, CAZALIS V, DUDLEY N, et al. Area-based Conservation in the Twenty-first Century [J]. Nature, 2020, 586(7828): 217-227.
- [3] 冯斌,李迪强,张于光,等.基于爱知生物多样性目标11的我国自然保护地管理有效性评估进展与分析[J].生物多样性,2021,29(2):150-159.[FENG Bin, LI Di-qiang, ZHANG Yu-guang, et al. Progress and Analysis on the Management Effectiveness Evaluation of Protected Area Based on Aichi Biodiversity Target 11th in China [J]. Biodiversity Science, 2021, 29(2): 150-159.]
- [4] 徐靖,耿宜佳,银森录,等.基于可持续发展目标的“2020年后全球生物多样性框架”要素研究[J].环境保护,2018,46(23):17-22.[XU Jing, GENG Yi-jia, YIN Sen-lu, et al. A Study on Elements of Post-2020 Global Biodiversity Framework Based on Sustainable Development Goals [J]. Environmental Protection, 2018, 46(23): 17-22.]

- [5] 弓成,刘云慧,满吉勇,等.基于生物多样性和生态系统服务的生态农场景观设计[J].中国生态农业学报(中英文),2020,28(10):1499-1508.[GONG Cheng,LIU Yun-hui,MAN Ji-yong, *et al.* Preliminary Study on Landscape Design of Ecological Farms Based on Biodiversity and Ecosystem Service[J].Chinese Journal of Eco-agriculture,2020,28(10):1499-1508.]
- [6] IPBES (The Intergovernmental Science-policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services).Summary for Policymakers of the Global Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services of the Intergovernmental Science-policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services [R/OL].Bonn:IPBES,2020 [2021-06-01].<https://ipbes.net/global-assessment-report-biodiversity-ecosystem-services>.
- [7] Convention on Biological Diversity.The Strategic Plan for Biodiversity 2011-2020 and the Aichi Biodiversity Targets [R/OL].Nagoya:UNEP/CBD/COP/DEC/X/2,29 October 2010 [2021-06-01].<https://www.cbd.int/doc/decisions/cop-10/cop-10-dec-02-en.pdf>.
- [8] Convention on Biological Diversity.Marine Spatial Planning and Training Initiatives [R/OL].Cancun:CBD/COP/DEC/XIII/9,9 December 2016 [2021-06-01].<https://www.cbd.int/doc/decisions/cop-13/cop-13-dec-09-en.pdf>.
- [9] Convention on Biological Diversity.Protected Areas and Other Effective Area-based Conservation Measures [R/OL].Sharm El-Sheikh:CBD/COP/DEC/14/8,30 November 2018 [2021-06-01].<https://www.cbd.int/doc/decisions/cop-14/cop-14-dec-08-en.pdf>.
- [10] Food and Agriculture Organization.Report of the Expert Meeting on Other Effective Area-based Conservation Measures in the Marine Capture Fishery Sector[R].Italy:FAO Fisheries and Aquaculture Report,2019,No.1301;8-18.
- [11] IUCN-WCPA Task Force on OECMs.Recognizing and Reporting Other Effective Area-based Conservation Measures [R/OL].Gland,Switzerland:IUCN,2019 [2021-06-01].<https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/PATRS-003-En.pdf>.
- [12] DURÁN A P, CASALEGNO S, MARQUET P A, *et al.* Representation of Ecosystem Services by Terrestrial Protected Areas;Chile as a Case Study[J].PLoS One,2013,8(12):e82643.
- [13] EGHENTER C. Indigenous Effective Area-based Conservation Measures: Conservation Practices among the Dayak Kenyah of North Kalimantan[J].Parks,2018,24:69-78.
- [14] MAGHANJO-MWAMIDI D, RENOM J G, FERNÁNDEZ-LLAMAZARES Á, *et al.* Contemporary Pastoral Commons in East Africa as OECMs; A Case Study from the Daasanach Community [J].Parks,2018,24:79-88.DOI:10.2305/iucn.ch.2018.parks-24-sidmm.en.
- [15] DUDLEY N.Guidelines for Applying Protected Area Management Categories[M].Gland,Switzerland:IUCN,2008;7-31.
- [16] 武建勇,薛达元,王爱华,等.生物多样性重要区域识别:国外案例、国内研究进展[J].生态学报,2016,36(10):3108-3114.[WU Jian-yong,XUE Da-yuan,WANG Ai-hua, *et al.* Case Studies on the Identification of Key Biodiversity Areas (KBAs) in Foreign Countries and Progress and Prospects in China[J].Acta Ecologica Sinica,2016,36(10):3108-3114.]
- [17] 徐德琳,邹长新,林乃峰,等.生态保护红线保护成效评估指标体系构建[J].生态与农村环境学报,2020,36(12):1562-1568.[XU De-lin,ZOU Chang-xin,LIN Nai-feng, *et al.* Building an Evaluation Indicator System for Assessing the Protection Effectiveness of Ecological Conservation Redline[J].Journal of Ecology and Rural Environment,2020,36(12):1562-1568.]
- [18] 高喜喜,刘晓曼,周大庆,等.中国自然保护区整合优化关键问题[J].生物多样性,2021,29(3):290-294.[GAO Ji-xi,LIU Xiao-man,ZHOU Da-qing, *et al.* Some Opinions on the Integration and Optimization of Natural Protected Areas in China[J].Biodiversity Science,2021,29(3):290-294.]
- [19] 中华人民共和国生态环境部.中国履行《生物多样性公约》第六次国家报告[M].北京:中国环境出版社,2019:78-100.
- [20] 中国生物多样性保护和绿色发展基金会.绿会保护地体系简介[EB/OL].(2020) [2021-05-15].<http://www.chcgdf.org/NewsShow/4855/4345.html>.
- [21] 新华网.23家公益机构携手 约定守护 1%绿水青山[EB/OL].(2017) [2021-05-15].[http://www.xinhuanet.com/gongyi/2017-11/28/c\\_129751382.htm](http://www.xinhuanet.com/gongyi/2017-11/28/c_129751382.htm).
- [22] Canada Department of Fisheries and Oceans.Operational Guidance for Identifying “ Other Effective Area-based Conservation Measures” in Canada’s Marine Environment [EB/OL].Ottawa:Department of Fisheries and Oceans,2017 [2021-06-01].<https://waves-vagues.dfo-mpo.gc.ca/Library/4069060x.pdf>.
- [23] NAIDOOD, BALMFORD A, COSTANZA R, *et al.* Global Mapping of Ecosystem Services and Conservation Priorities[J].Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America,2008,105(28):9495-9500.
- [24] ALVES-PINTO H, GELDMANN J, JONAS H, *et al.* Opportunities and Challenges of Other Effective Area-based Conservation Measures (OECMs) for Biodiversity Conservation[J].Perspectives in Ecology and Conservation,2021,19(2):115-120.
- [25] 徐网谷,高军,夏欣,等.中国自然保护区社区居民分布现状及其影响[J].生态与农村环境学报,2016,32(1):19-23.[XU Wang-gu,GAO Jun,XIA Xin, *et al.* Distribution of Community Residents in Nature Reserves and Its Impacts on the Reserves in China [J].Journal of Ecology and Rural Environment,2016,32(1):19-23.]

作者简介:王蕾(1995—),女,山西晋城人,硕士,主要研究方向为国际环境法。Email:leiw95@163.com

(责任编辑:李祥敏)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2021.0144

刘鑫,王蕾,胡飞龙,等.《生物多样性公约》下有关农药化肥减量化要求及我国的对策建议[J].生态与农村环境学报,2021,37(9):1129-1136.  
LIU Xin,WANG Lei,HU Fei-long,et al.Requirements for Reduction of Pesticides and Fertilizers under the Convention on Biological Diversity and the Countermeasure Suggestions for China[J].Journal of Ecology and Rural Environment,2021,37(9):1129-1136.

## 《生物多样性公约》下有关农药化肥减量化要求及我国的对策建议

刘鑫<sup>1,2</sup>,王蕾<sup>3</sup>,胡飞龙<sup>3</sup>,马月<sup>3</sup>,于赐刚<sup>3</sup>,卢晓强<sup>3</sup>,刘立<sup>3①</sup>,郑苏平<sup>4②</sup> (1.中国科学院沈阳应用生态研究所,辽宁沈阳 110016; 2.中国科学院大学,北京 100049; 3.生态环境部南京环境科学研究所,江苏南京 210042; 4.温州市生态环境局苍南分局,浙江温州 325800)

**摘要:** 化肥农药的长期、不合理施用,导致环境污染等一系列连锁反应,引发越来越多缔约方、非政府组织和专家的关注。作为《生物多样性公约》(以下简称《公约》)履约的重要内容之一,化肥农药问题对环境污染、农业生物多样性、可持续供应链、激励措施和主流化等议题具有实践意义。通过系统搜集、对比国内外化肥农药施用现状,梳理与《公约》相关目标的进展及演变进程,深入分析该领域面临的严峻形势及存在问题。在此基础上,提出如下4点建议:(1)建立生态农业生产体系,平衡《公约》3大目标,提升化肥农药利用效率;(2)完善可持续供应链体系,减少供应链过程产生的污染和生物多样性损失;(3)明确我国在2020年实现农药化肥零增长,以及在该领域已不存在不利于生物多样性保护的补贴政策的客观事实;(4)将化肥农药因素纳入国家农业政策,并将其与绿色发展、循环经济等其他部门战略相结合。作为《公约》第十五次缔约方大会(COP15)的东道国和候任主席国,中国将以COP15召开为契机,实现污染与主流化、有害补贴、可持续供应链等重点议题的协同和有效解决,为“2020年后全球生物多样性框架”的达成奠定基础,也为中国农业可持续转型提供重要支持。

**关键词:** 主流化;生物多样性有害补贴;可持续供应链;2020年后全球生物多样性框架

**中图分类号:** X-01; S-01 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2021)09-1129-08

**Requirements for Reduction of Pesticides and Fertilizers under the Convention on Biological Diversity and the Countermeasure Suggestions for China.** LIU Xin<sup>1,2</sup>, WANG Lei<sup>3</sup>, HU Fei-long<sup>3</sup>, MA Yue<sup>3</sup>, YU Ci-gang<sup>3</sup>, LU Xiao-qiang<sup>3</sup>, LIU Li<sup>3①</sup>, ZHENG Su-ping<sup>4②</sup> (1. Institute of Applied Ecology, China Academy of Sciences, Shenyang 110016, China; 2. University of China Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 3. Nanjing Institute of Environmental Sciences, Ministry of Ecology and Environment, Nanjing 210042, China; 4. Cangnan Branch of Wenzhou Ecology and Environment Bureau, Wenzhou 325800, China)

**Abstract:** The long-term and inappropriate utilization of chemical fertilizers and pesticides has caused a series of chain reactions such as environmental pollution, which has attracted the attention of more and more parties, non-governmental organizations and experts. As one of the important parts of the implementation of the Convention on Biological Diversity (hereinafter referred to as the Convention), addressing the issue of chemical fertilizers and pesticides has implications for related issues in the Convention such as environmental pollution, agricultural biodiversity, sustainable supply chains, incentive measures and mainstreaming. This study systematically collected and compared the data of the current status of the utilization of chemical fertilizers and pesticides domestically and abroad, sorted out the progress and evolution of the goals and targets related to the Convention, and deeply analyzed the severe situation and existing problems in this field. On this basis, the following four suggestions are put forward: (1) An ecological agricultural production system should be established to achieve the three objectives of the Convention with balance, and improve the efficiency of utilization of the fertil-

收稿日期: 2021-03-11

基金项目: 国家重点研发计划(2018YFC0507201,2020YFC1806305);国家自然科学基金(41961144022)

① 通信作者 E-mail: liuli817@126.com

② 共同通信作者 E-mail: spzheng\_1981@126.com

izer and pesticide; (2) The supervision system for the sustainable supply chain should be improved to reduce pollution and biodiversity loss in the supply chain process; (3) It is necessary to clarify that China reached zero growth of pesticides and fertilizers utilization in 2020, and there is no more subsidy policies that are negative to the conservation of biodiversity in this field; (4) Policies on control of chemical fertilizers and pesticides should be included in national agricultural policies, and be combined with other sectoral strategies such as green development and circular economy. As the host country and chair-designate of the Fifteenth Conference of the Parties (COP15) of the Convention, China will take the COP15 as an opportunity to achieve synergy and effective solutions to significant issues such as pollution, mainstreaming, harmful subsidies, sustainable supply chain, so as to lay a foundation for the Post-2020 Global Biodiversity Framework and provide valuable support for sustainable transformation of China's agriculture.

**Key words:** mainstreaming; subsidy harmful to biodiversity; sustainable supply chain; Post-2020 Global Biodiversity Framework

化肥农药等资源投入与农业生产力的提升密切相关,特别是在农业发展初期,对于保障国家粮食安全、促进社会进步具有重要实践意义,但化肥农药的长期、不合理施用,也对农业可持续发展、生物多样性保护与人类健康产生不利影响<sup>[1-3]</sup>。联合国粮食及农业组织(FAO)最新资料显示,2018年全球农药、化肥总量约为412.2万和1.9亿t,分别比2000年提高33.4%和39.7%<sup>[4]</sup>。自20世纪50年代以来,农业施肥或大气沉降导致的活性氮被认为是全球气候变化的主要驱动因素之一<sup>[5]</sup>,其产生的氮污染,包括通过对土壤微生物施加影响,导致植物多样性的大范围丧失,同时引发其他后续问题,如水生生态系统富营养化,土壤和地表水酸化以及空气质量降低等<sup>[6-7]</sup>。农药的不合理使用不仅会对自然环境造成影响,还会危害生物多样性,危害人类健康。一方面,土壤中残留的农药会使土壤无脊椎动物种群、微生物种类和数量显著降低,害虫天敌数量也会随之减少,导致抗药性害虫大量繁殖,从而破坏了农田昆虫的群落结构;通过对水体的污染,农药会造成水生生物急剧减少,有些物种甚至已濒临灭绝。另一方面,农药会残留在农作物表面或者进入农作物体内,通过食物链进入人体,严重威胁人类的身体健康和生命安全<sup>[8-9]</sup>。2019年4月,生物多样性和生态系统服务政府间科学政策平台(IPBES)通过了《全球生物多样性和生态系统服务评估报告》及其决策者摘要,提出污染与栖息地丧失、资源过度利用、气候变化和外来入侵物种等因素一起,成为影响全球自然与生物多样性变化的5大直接驱动力之一。从“爱知生物多样性目标”(以下简称“爱知目标”)到“2020年后全球生物多样性框架”(以下简称“2020年后框架”),化肥农药的进展不仅涉及污染问题,同样涉及有害补贴、可持续供应链、主流化等重难点议题,是《生物多样性公约》(以下简称《公约》)履约中不可或缺的重要组

成部分,引发越来越多缔约方、非政府组织和专家的关注<sup>[10-11]</sup>。

2021年10月,联合国《公约》第十五次缔约方大会(COP15)将在云南昆明召开,大会最核心成果是制定并通过“2020年后框架”,引领未来十年全球生物多样性保护工作。该文通过系统搜集、研究国内外化肥农药施用现状,深入分析其使用过程中面临的污染、可持续供应链等相关重难点议题,为“2020年后框架”的成果达成奠定基础,也为中国实现农业可持续转型提供重要支持。

## 1 化肥农药相关履约进展

化肥(chemical fertilizers)是“化学肥料”的简称,指用化学和物理方法制成的含一种或几种农作物生长需要的营养元素的肥料,包括氮肥、磷肥、钾肥和复合肥等<sup>[12]</sup>。农药(pesticide)指在农业上用来防治病虫害并可以调节植物生长的化学药剂,主要包括杀虫剂、杀螨剂、杀菌剂、除草剂和植物生长调节剂等<sup>[13]</sup>。根据FAO对化肥与农药定义,当前以氮(N)、磷( $P_2O_5$ )和钾( $K_2O$ )3种养分之和表示化肥总量;农药则包括旨在杀灭、破坏或控制任何害虫的杀虫剂(insecticides),杀真菌剂(fungicides),除草剂(herbicides),消毒剂(disinfectants),以及其他物质或物质混合物,包括人类或动物疾病的载体、对植物或动物有害的物种等,还包括用作植物生长调节剂(plant growth regulator)、脱叶剂(defoliant)、干燥剂(desiccant)或用于防止蔬菜或水果过早衰落的物质等。

### 1.1 目标磋商进程

联合国于2010年在日本名古屋正式通过了《2011—2020年生物多样性战略计划》及其“爱知目标”,其中,目标,即“到2020年,污染,包括过多养分造成的污染被控制在不危害生态系统功能和生物多样性的范围内”与化肥农药的施用密切相

关<sup>[14]</sup>。2020年9月15日,《公约》秘书处发布第5版《全球生物多样性展望》(GBO-5),就“爱知目标”完成情况和所取得进展发布最终报告,认为爱知目标8是进展最差的5个目标之一<sup>[15]</sup>。COP15即将制定“2020年后框架”,不仅不能重蹈“爱知目标”的覆辙,而且要对“爱知目标”中的优势进行继承与发展。经过国际上多轮磋商,目前已形成“2020年后框架”案文1.0版,包含21个行动目标,其中与化肥农药最为紧密相关的是行动目标7:“把所有来源的污染降低到对生物多样性和生态系统功能以及人类健康无害的水平,包括为此把进入环境的营养物流失至少减少一半,把进入环境的农药至少减少三分之二和消除塑料废物的排放”<sup>[16]</sup>,同时与农业生物多样性(行动目标10)、主流化(行动目标14)、可持续供应链(行动目标15)以及激励措施(行动目标18)密切相关,协同增效。

## 1.2 我国履约进展

2008年,我国对生产销售和批发、零售有机肥料、有机-无机复混肥料及生物有机肥免征增值税,这一税收优惠政策的出台和实施,有力地促进了有机肥产业的发展。自2014年起,我国大力推进高毒农药定点经营示范和低毒低残留农药示范补贴工作,引导农民减少高毒农药使用。这一工作的开展导致我国农药施用结构开始进入转型期,高毒的杀虫剂施用量得到极大限制。2015年,原农业部印发《到2020年化肥施用量零增长行动方案》《到2020年农药施用量零增长行动方案》等文件,成为我国化肥农药施用发生转折的契机。正是遵循这一行动方案,在中央财政的支持下,地方政府与农民共同采取有效措施,近年来化肥农药施用总量得到有效降低。

2016年5月,财政部、原农业部印发了《关于全面推开农业“三项补贴”改革工作的通知》,将种粮农民直接补贴、农作物良种补贴和农资综合补贴合并为农业支持保护补贴。引导农民综合采取秸秆还田、深松整地、减少化肥农药用量、施用有机肥等措施,切实加强农业生态资源保护,自觉提升耕地地力。自2017年以来,每年安排资金开展畜禽粪污资源化利用试点,选择175个重点县(市、区)推进果菜茶有机肥替代化肥试点,积极探索有机养分资源利用的有效模式。结合实施测土配方施肥、耕地保护与质量提升、东北黑土地保护利用试点等项目,采用物化补贴方式,鼓励和引导农民增施有机肥、实施秸秆还田和种植绿肥。北京、江苏、上海和浙江等省市相继出台了农民施用商品有机肥补贴

政策,补贴金额为150~480元·t<sup>-1</sup>。据统计,2018年全国有机肥施用面积超过5亿亩次,比2015年增加1.1亿亩次。同年,中共中央办公厅和国务院办公厅印发《关于创新体制机制推进农业绿色发展的意见》,提出:“到2020年,主要农作物化肥、农药使用量实现零增长,化肥、农药利用率达到40%;秸秆综合利用率达到85%,养殖废弃物综合利用率达到75%,农膜回收率达到80%。到2030年,化肥、农药利用率进一步提升,农业废弃物全面实现资源化利用”。通过一系列公共社会政策的发布实施,形成全民环保的社会氛围,促进国家经济社会健康持续发展。

## 2 面临的主要困难

### 2.1 国际形势依然严峻

FAO最新发布的数据显示:2018年全球化肥施用总量为1.9亿t,包括1.1亿t氮(占总量的58%),4100万t磷(22%)和3900万t钾(21%),分别比2000年增加40%、26%和80%;2018年全球单位面积耕地施氮量为69.7kg·hm<sup>-2</sup>,施磷量为26.0kg·hm<sup>-2</sup>,施钾量为24.9kg·hm<sup>-2</sup>,化肥施用总量达到120.7kg·hm<sup>-2</sup>,比2000年增加32.5%,相当于增施30kg·hm<sup>-2</sup>化肥(表1<sup>[4]</sup>)。

表1 全球化肥施用量/施用强度

Table 1 Amount and intensity of global fertilizer utilization

肥料	年份	全球/10 <sup>3</sup> t	平均/(kg·hm <sup>-2</sup> )
N肥	2000	80 727.6	54.4
	2018	108 658.0	69.7
P肥	2000	32 375.5	21.9
	2018	40 647.9	26.0
K肥	2000	21 626.9	14.8
	2018	38 854.0	24.9
合计	2000	134 730.0	91.1
	2018	188 160.0	120.7

数据来自FAO<sup>[4]</sup>。

2000—2018年,全球农药使用量增加约1/3,至2018年达到412.2万t,但几乎所有的增长都发生在2013年之前,之后大致处于平稳期。2000—2018年,全球农田农药单位面积使用量从2.1kg·hm<sup>-2</sup>增加到2.6kg·hm<sup>-2</sup>,增加23.8%(图1<sup>[4]</sup>)。

2019年,IPBES发布的《生物多样性和生态系统服务全球评估报告》<sup>[17]</sup>指出,全球在减少杀虫剂使用造成的污染方面没有取得总体进展,杀虫剂的使用仍旧持续增长。在国际上,欧盟部分成员国提

出农药减量化,以降低农药对农业生态环境的影响,欧盟农药施用量呈明显下降趋势。其中,法国作为欧盟最主要的农业大国,在 2008 年提出农药减量计划,目标是在 10 a 内将农药使用量降低至 50%,但由于近年不利天气条件的影响,又不得不将该目标完成时限推迟 7 a;在亚洲地区,日本作为化学工业大国,其对农药的管理控制起步较早,自 20 世纪 90 年代开始农药使用量就逐年降低,从农药种类来讲,主要为杀菌剂用量大幅下降<sup>[18]</sup>;美洲是世界上农业发达地区,作为最主要的农业生产、农产品出口地区,为了保障农业生产,美洲各国农药使用量较大,截至目前,美洲大多数国家农药年使用总量仍处于增长状态<sup>[19]</sup>。

### 2.2 国内压力长期存在

我国是化肥农药施用大国,在提升粮食产量的同时,也深刻认识到削减化肥农药用量对于农业可持续发展的重要性。图 2 显示,2001 年,中国化肥施用总量为 4 235.1 万 t,其中,氮肥施用最高

(2 164.1 万 t),复合肥次之(983.7 万 t),钾肥最低(399.6 万 t)。此后化肥施用量保持持续增长,到 2015 年达到峰值(6 022.6 万 t),之后开始降低,直至 2019 年的 5 403.6 万 t。在化肥施用强度上,2001—2014 年一直处于增长状态,从 2001 年的 273.15 kg·hm<sup>-2</sup> 增长至 2014 年的 363.0 kg·hm<sup>-2</sup>,此后逐年降低,2019 年已降低至 325.65 kg·hm<sup>-2</sup>。

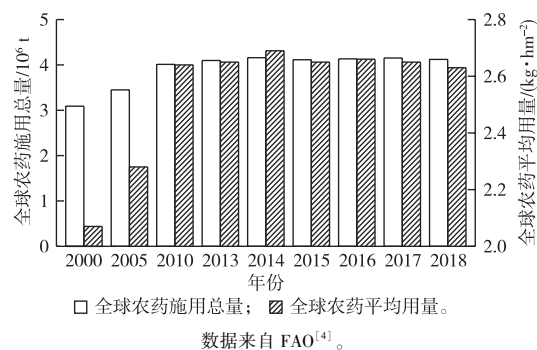


图 1 全球农药施用总量及单位面积施用量

Fig. 1 Amount and intensity of global pesticide utilization

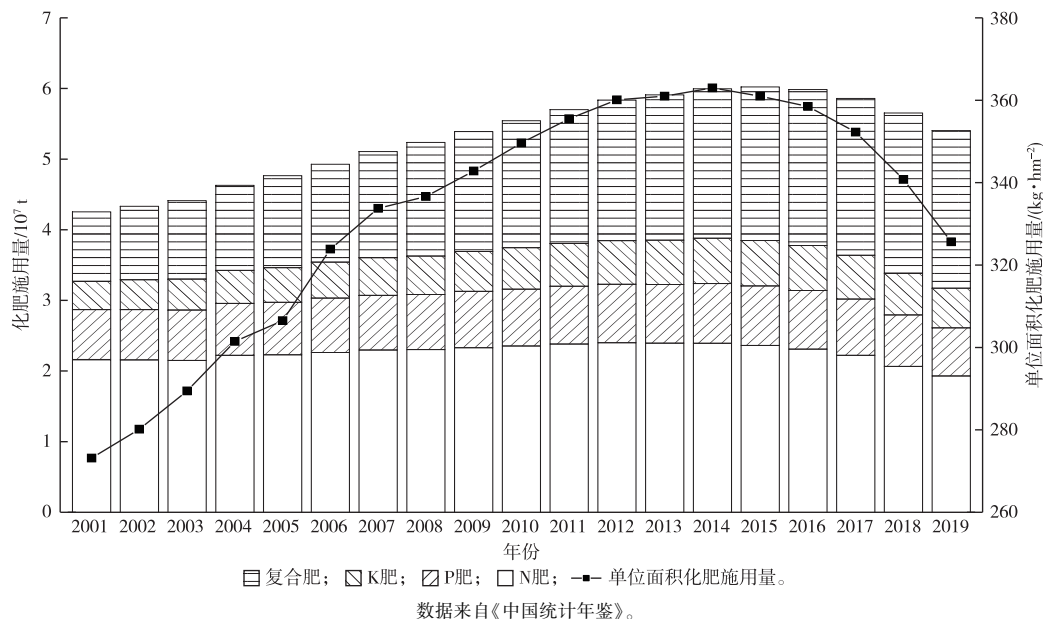


图 2 中国化肥施用情况

Fig. 2 Amount and intensity of chemical fertilizer utilization in China

图 3 显示,在农药施用总量方面,我国从 2001 年的 127.5 万 t 增长到 2013 年的峰值(180.8 万 t),此后逐年降低,2019 年农药施用总量为 139.2 万 t,较 2013 年降低 23.0%。在单位面积农药施用量方面,2011—2012 年达到平衡点,为 11.1 kg·hm<sup>-2</sup>,2019 年为 8.4 kg·hm<sup>-2</sup>,降低幅度为 24.3%。

可见,随着我国近年来加大对生态环境问题的重视,农药生产过程绿色化与产品低毒、高效化,原

药、制剂一体化等多策略的协同创新发展成为农药产业新的发展趋势<sup>[20]</sup>。同时,现代化农业的发展也促使我国农业化肥施用结构发生巨大改变,最为明显的就是复合肥施用总量占比逐渐增大,氮肥施用总量占比则逐渐减小<sup>[21]</sup>。但是,由于我国农作物种植结构的改变,加上施用方式不规范、管理不严谨、监管不全面等一系列影响,目前国内化肥农药压力长期存在。

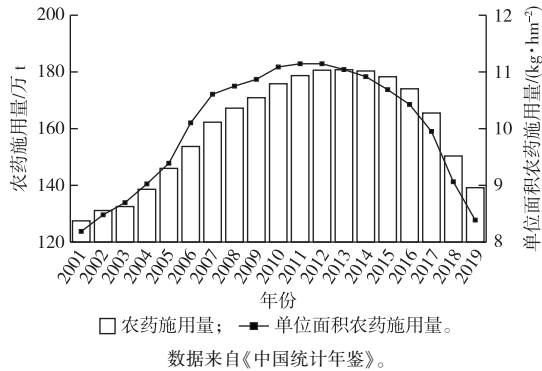


图3 中国农药施用情况  
Fig. 3 Amount and intensity of pesticide utilization in China

一是污染依旧严重。2014年首次全国土壤污染状况调查结果显示,全国土壤总的点位超标率为16.1%,其中轻微、轻度、中度和重度污染点位占比分别为11.2%、2.3%、1.5%和1.1%。在各土地利用类型中,耕地土壤点位超标率最高,为19.4%<sup>[22]</sup>。二是资源利用率较低。2019年,我国水稻、玉米、小麦3大粮食作物化肥利用率为39.2%,农药利用率为39.8%,化肥和农药利用率虽然持续提高,但比发达国家低10~20个百分点<sup>[23]</sup>。三是科技支撑力度不足。在生态功能多元化开发与科学利用、农业

绿色发展与增值服务、区域农田土壤污染防治等方面仍存在不少短板,特别是在适应和支撑未来发展的许多“卡脖子”理论、关键核心技术以及产品装备研发方面还未完全突破,大部分成果还没有完全熟化落地<sup>[24]</sup>,亟待在新时代背景下实现转型变革。

2.3 全球共识远未达成

爱知目标8与污染密切相关,其下设两个要素,分别为“污染不产生有害影响”和“营养过剩不产生有害影响”。IPBES全球评估均表明,两个要素均无进展;GBO-5评估则表明,一个要素有一定进展,另一个要素则偏离轨道。在最新“2020年后框架”谈判上,很多缔约方对于哪些污染物纳入“2020年后框架”以及削减多少比例方面仍存在相当大分歧,相关目标应协同推进主流化、消费和生产、循环经济等方面的工作,并尊重化学品相关公约的相关进程。因此,化肥农药等污染问题作为影响《公约》履约的重要内容,需充分考虑其与其他要素的协同增效问题,以进一步凝聚共识,推动各方相向而行。在“2020年后框架”目标附件中,针对行动目标7设置了4个要素、11个一般指标和14个具体指标(表2),表明污染目标与指标谈判达成尚有很长一段距离。

表2 “2020年后框架”行动目标7中有关定性和定量指标

Table 2 Qualitative and quantitative indicators related to Goal 7 of the “Post-2020 Global Biodiversity Framework”

目标组成	一般指标	具体指标
减少营养过剩造成的污染	氮污染变化趋势	沿海富营养指数(SDG指标14.1.1) 氮平衡 氮沉降趋势
	磷污染变化趋势	磷平衡
减少杀菌剂造成的污染	杀虫剂过量使用趋势	单位面积杀菌剂用量变化情况
	除草剂过量使用趋势	单位面积除草剂用量变化情况
	其他杀菌剂过量使用趋势	单位面积其他杀菌剂用量变化情况
减少塑料造成的污染	海洋塑料污染趋势	沿海塑料碎屑密度(SDG指标14.1.1)
	陆地和淡水生态系统中塑料污染趋势	农田塑料薄膜残留量
减少其他来源的污染	有机废物污染趋势	土地有机污染面积比例
	重金属污染趋势	土地重金属污染比例
	噪音污染趋势	城市噪音强度
	人造光污染趋势	城市人造光强度
	危废污染趋势	(a)人均产生的危废;(b)分类处理的危废比例(SDG指标12.4.2)

目前指标还在谈判磋商中,并非最终版本。SDG为可持续发展目标。

3 我国化肥农药履约对策建议

根据最新的“2020年后框架”案文,化肥农药的进展与污染(行动目标7)直接相关,但同样涉及可持续农业(行动目标10)、主流化(行动目标14)、可

持续供应链(行动目标15)和激励措施(行动目标18),因此,我国应以此为契机,推动化肥农药的转型变革。

3.1 提升化肥农药利用效率

“2020年后框架”行动目标10提出:“确保所有

农业、水产养殖和林业地区都得到可持续管理,特别是为此保护和可持续利用生物多样性,提高这些生产系统的生产力和复原力”,该目标主要涉及化肥农药与生态系统可持续性与复原力的问题。作为对污染的响应,许多物种正在以很快的速度发生进化。昆虫、杂草和病原体等会进化出对杀虫剂、除草剂和其他农药的耐抗性,但庇护区、作物轮作和作物多样性等管理策略可以极大地减缓这种性质的演化。截至 2020 年初,我国 3 大粮食作物病虫害统防统治覆盖率达到 40.1%,同时通过加力推进集成创新,加力推广新产品新机具,加力推进机制创新,因地制宜地科学推进绿色防控的相关技术是确保农业可持续发展的关键一环<sup>[25]</sup>。GBO-5 中指出,中国浙江传统的稻田养鱼做法的水稻产量与水稻单作相似,但所需农药和化肥分别减少 68% 和 24%。

因此,建议将具有不同生态习性、植被形态的农作物有机地结合在一起,以充实和拓展农田生态位,建立生态农业生产体系,包括混合农业制度、有机农业、病虫害综合治理、豆科植物等有机肥料、轮作、回收农作物和动物废弃物、无耕作或最低耕作农业、间作或多茬复种、遮盖作物等,关注传统品种和多样性,利用机械或生物学方法清除杂草或防治病虫害,平衡《公约》3 大目标。

### 3.2 完善可持续供应链体系

“2020 年后框架”行动目标 15 提出:“所有企业(国营和私营企业以及大、中、小型企业)评估和报告自己从地方到全球对生物多样性的依赖程度和影响,逐步将负面影响至少减少一半和增加正面影响,减少企业面临的与生物多样性相关的风险,并逐渐使开采和生产做法、采购活动和供应链以及使用和处置方式实现充分的可持续性”。可持续供应链之根本目的在于,采取经济、环保和对社会有益的方式利用大自然提供的产品和服务,并为未来和子孙后代留下丰富的动植物资源,实现人类与自然的可持续。但目前供应链监管体系与生态经济关系结构失调,两者的发展相互独立,致使供应链与生态经济的关系结构陷入恶性循环,生态环境污染问题也难以解决。此外,决策者、企业和消费者的意识不足以及执行相关规定协定的政治意愿不强,这也导致不能达到预期目标。

农药化肥施用对供应链各个环节均会产生一定影响,因此为确保供应链的可持续发展,应探索新的创新机制,严格相关工作的监管,并建立相关监管体系。在机制构建方面,可以建立相互信任机

制,以可持续供应链体系的利益最大化为目标,使监管合作组织、供应链提供商及消费者实际所获利益大于各自能获得的最大利益;建立激励约束机制,实现信息共享,最大化利用信息资源的价值;建立利益分配机制,各成员之间的相互利益冲突是导致可持续供应链发展滞后的根本原因之一,通过有效的利益分配机制可以提高政策的执行力,有利于供应链体系的可持续发展<sup>[26]</sup>。在具体措施方面,可以分阶段采取不同措施管理,如销售前严禁劣质化肥、违禁农药等进入市场,完善农药和化肥的认证、监管体系;销售期间保证人们对相应化肥农药的施用量、施用时间和施用方式等有着正确认识;施用后应严格落实环境监测制度,定期对化肥农药污染状况进行评估,以减少整个供应链中的污染和生物多样性损失。

### 3.3 明晰并取消有害补贴

“2020 年后框架”行动目标 18 提出:“以公正和公平的方式改变对生物多样性有害的激励措施的方向,调整其用途,对其进行改革或予以取消,每年至少将其减少 5 000 亿美元,将那些最有害的补贴全部包括在内,并确保激励措施,包括公共和私营部门的经济和监管激励措施,对生物多样性具有正面影响或是无害”。激励措施最本质的问题在于明晰有害补贴的范畴,几乎所有经济部门都存在补贴现象,但部分补贴也存在有害性,它们可以通过扭曲市场价格和资源配置决策对环境造成负面影响。目前,国际上有关生物多样性有害补贴的确切定义、范围有待最终明确,在分析取消相关有害环境补贴时也有着争议。在人类生产生活中,各种政策措施的实施都可能影响着生产或消费活动,而相应的生产或消费活动都可能对环境产生正面或负面影响。因此,明确取消补贴会对生产或消费决策产生什么影响以及这些影响与环境之间存在怎样的相互关系是明晰并取消有害补贴的前提<sup>[27]</sup>。但自 2015 年起,我国就开始以绿色生态为导向实行农业补贴改革,大力推进低毒低残留农药示范补贴工作,开展畜禽粪污资源化利用试点、果菜茶有机肥替代化肥试点等工作。在化肥农药领域,虽然还有补贴,但已并非对生物多样性有害的补贴,相关补贴亦整合为农业支持保护补贴,政策目标调整为支持耕地地力保护和粮食适度规模经营。

由此可见,依据现有实践及绿色转型方案,我国在化肥农药领域已不存在对生物多样性有害的补贴。虽然我国农药化肥施用总量及强度均较高,但我国积极履行《公约》义务,在农药化肥减量及政

策支持方面取得积极进展,特别是在2020年实现农药化肥零增长且目前无相关生物多样性有害补贴的客观事实,有力地捍卫了中国负责任大国形象。

### 3.4 将化肥农药纳入主流化进程

主流化是“2020年后框架”的重要议题之一,各部委应加强配合与协作,采取积极措施,将化肥农药因素纳入国家农业、生态政策,并将可持续农业发展、绿色发展、循环经济等其他部门战略相结合。通过建立双边和多边伙伴关系,加大对发展中国家在农业可持续发展技术方面的援助,并推动那些可持续实践的做法。在适当情况下,与农民建立合作伙伴关系,为那些采用农业生产友好实践的农民支付额外成本,包括奖励为减少化肥农药施用做出贡献的农民。根据可利用资源(包括传统农业知识)的情况,为化肥农药施用提供培训、教育、咨询和财政支持。保护和恢复重要农业生态系统,在生态系统层面促进农业的可持续利用,并采用《公约》中的生态系统方法指导景观层面的规划。

化肥农药的大量、无序施用,导致环境污染等一系列连锁反应,已引起了社会和政府的广泛关注与重视。作为世界农业大国,中国勇于正视自己的国际责任,积极推动化肥农药的减量与替代,并与可持续农业、经济和社会发展紧密结合。作为COP15的东道国和候任主席国,中国将以COP15召开为契机,坚定不移地坚持多边主义,与各方一道,共同为全球可持续农业目标制定和“2020年后框架”达成出谋划策,实现污染问题与有害补贴、可持续供应链、主流化等重点议题的协同、有效解决,努力推动“人与自然和谐共生”2050年愿景的实现。

#### 参考文献:

- [1] 张凯,冯推紫,熊超,等.我国化学肥料和农药减施增效综合技术研发顶层布局与实施进展[J].植物保护学报,2019,46(5):943-953.[ZHANG Kai, FENG Tui-zi, XIONG Chao, et al. Top Design and Progress in Research and Development of Synthesis Technique for Reduction and Synergy of Chemical Fertilizers and Pesticides in China [J]. Journal of Plant Protection, 2019, 46(5): 943-953.]
- [2] MCLAUGHLIN A, MINEAU P. The Impact of Agricultural Practices on Biodiversity [J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 1995, 55(3): 201-212.
- [3] SHARMA N, SINGHVI R. Effects of Chemical Fertilizers and Pesticides on Human Health and Environment: A Review [J]. International Journal of Agriculture, Environment and Biotechnology, 2017, 10(6): 675.
- [4] FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). World Food and Agriculture: Statistical Yearbook [M]. Rome: [s. n.], 2020: 6-9.
- [5] 赵慧霞,吴绍洪,姜鲁光.自然生态系统响应气候变化的脆弱性评价研究进展[J].应用生态学报,2007,18(2):445-450. [ZHAO Hui-xia, WU Shao-hong, JIANG Lu-guang. Research Advances in Vulnerability Assessment of Natural Ecosystem Response to Climate Change [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2007, 18(2): 445-450.]
- [6] 孙亚乔,王晓冬,校康,等.淡水环境中氮污染同位素示踪的研究进展[J].生态环境学报,2020,29(8):1693-1702. [SUN Ya-qiao, WANG Xiao-dong, XIAO Kang, et al. Research Progress of Nitrogen Pollution Isotope Tracing in Freshwater Environment [J]. Ecology and Environmental Sciences, 2020, 29(8): 1693-1702.]
- [7] KANTER D R, BARTOLINI F, KUGELBERG S, et al. Nitrogen Pollution Policy beyond the Farm [J]. Nature Food, 2020, 1(1): 27-32.
- [8] SHARMA A, KUMAR V, SHAHZAD B, et al. Worldwide Pesticide Usage and Its Impacts on Ecosystem [J]. SN Applied Sciences, 2019, 1(11): 1-16.
- [9] 叶亚平,单正军.美国瑞典日本农药环境管理综述[J].农村生态环境,2000,16(4):51-53,57. [YE Ya-ping, SHAN Zheng-jun. Management of Pesticides in USA, Sweden and Japan [J]. Rural Eco-environment, 2000, 16(4): 51-53, 57.]
- [10] 薛达元.《生物多样性公约》履约新进展[J].生物多样性,2017,25(11):1145-1146. [XUE Da-yuan. The Latest Development for Implementation of the Convention on Biological Diversity [J]. Biodiversity Science, 2017, 25(11): 1145-1146.]
- [11] 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.]
- [12] 刘钦普.中国化肥施用强度及环境安全阈值时空变化[J].农业工程学报,2017,33(6):214-221. [LIU Qin-pu. Spatio-temporal Changes of Fertilization Intensity and Environmental Safety Threshold in China [J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2017, 33(6): 214-221.]
- [13] 程燕,周军英,单正军,等.国内外农药生态风险评估研究综述[J].农村生态环境,2005,21(3):62-66. [CHENG Yan, ZHOU Jun-ying, SHAN Zheng-jun, et al. A Review of Ecological Risk Assessment of Pesticides at Home and Abroad [J]. Rural Eco-environment, 2005, 21(3): 62-66.]
- [14] BLEEKER A, HICKS W K, DENTENER F, et al. N Deposition as a Threat to the World's Protected Areas under the Convention on Biological Diversity [J]. Environmental Pollution, 2011, 159(10): 2280-2288.
- [15] CBD (Convention on Biological Diversity). Global Biodiversity Outlook 5 (GBO-5) [R/OL]. [2021-03-11]. <https://www.cbd.int/gbo5>.
- [16] CBD (Convention on Biological Diversity). Draft Monitoring Framework for the Post-2020 Global Biodiversity Framework for Review [R/OL]. [2021-03-11]. <https://www.cbd.int/conferences/post2020/wg2020-03/documents>.

- [17] IPBES (The Intergovernmental Science-policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services). Summary for Policymakers of the Global Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services of the Intergovernmental Science-policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services [R/OL]. [2021-03-11]. <https://ipbes.net/global-assessment-report-biodiversity-ecosystem-services>.
- [18] SCHÄFER R B, BUNDSCHUH M, ROUCH D A, *et al.* Effects of Pesticide Toxicity, Salinity and Other Environmental Variables on Selected Ecosystem Functions in Streams and the Relevance for Ecosystem Services [J]. *Science of the Total Environment*, 2012, 415:69-78.
- [19] 朱春雨, 杨峻, 张楠. 全球主要国家近年农药使用量变化趋势分析[J]. *农药科学与管理*, 2017, 38(4):13-19. [ZHU Chun-yu, YANG Jun, ZHANG Nan. Trend Analysis of Pesticide Use in Major Countries of the World [J]. *Pesticide Science and Administration*, 2017, 38(4):13-19.]
- [20] 仇相玮, 胡继连. 我国农药使用量增长的驱动因素分解: 基于种植结构调整的视角[J]. *生态与农村环境学报*, 2020, 36(3):325-333. [QIU Xiang-wei, HU Ji-lian. Decomposition and Calculation of Contribution Factors of Pesticide Use Increase in China: Based on the Perspective of Cropping Structure Adjustment [J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2020, 36(3):325-333.]
- [21] 谢邵文, 杨芬, 冯含笑, 等. 中国化肥农药施用总体特征及减施效果分析[J]. *环境污染与防治*, 2019, 41(4):490-495. [XIE Shao-wen, YANG Fen, FENG Han-xiao, *et al.* General Characteristics of the Chemical Fertilizers and Pesticides Use and the Analysis of Use Reduction Effect in China [J]. *Environmental Pollution & Control*, 2019, 41(4):490-495.]
- [22] 环境保护部, 国土资源部. 全国土壤污染状况调查公报 [EB/OL]. (2014) [2021-03-11]. [http://www.mee.gov.cn/gkml/sthjbgw/qt/201404/t20140417\\_270670.htm](http://www.mee.gov.cn/gkml/sthjbgw/qt/201404/t20140417_270670.htm).
- [23] 杨国松, 张洁. 我国可持续发展面临的挑战[J]. *可持续发展*, 2020, 10(4):517-526. [YANG Guo-song, ZHANG Jie. Challenges of Sustainable Development in China [J]. *Sustainable Development*, 2020, 10(4):517-526.]
- [24] 王农, 刘宝存, 孙约兵. 我国农业生态环境领域突出问题与未来科技创新的思考[J]. *农业资源与环境学报*, 2020, 37(1):1-5. [WANG Nong, LIU Bao-cun, SUN Yue-bing. Problems in the Agricultural Environment of China and Innovation of Future Science and Technology [J]. *Journal of Agricultural Resources and Environment*, 2020, 37(1):1-5.]
- [25] 夏敬源. 大力推进农作物病虫害绿色防控技术集成创新与产业化推广[J]. *中国植保导刊*, 2010, 30(10):5-9.
- [26] 王静. 供应链生态系统监管与生态经济可持续发展模式与机制研究[J]. *社会科学*, 2020(5):47-57. [WANG Jing. Supply Chain Ecosystem Regulation and Ecological Sustainable Economic Development Pattern and Mechanism Research [J]. *Journal of Social Sciences*, 2020(5):47-57.]
- [27] 胡霞. 有害环境的补贴政策研究[D]. 杭州: 浙江大学, 2007. [HU Xia. Research on Subsidy Policy Harmful to the Environment [D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2007.]

作者简介: 刘鑫(1998—), 男, 四川蓬安人, 硕士, 主要研究方向为森林培育学。E-mail: liuxin9873@126.com

(责任编辑: 李祥敏)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2020.0798

杨浩, 杨璐, 祝欣, 等. 有机物质促进污染物化学氧化降解的研究进展[J]. 生态与农村环境学报, 2021, 37(9): 1137-1146.

YANG Hao, YANG Lu, ZHU Xin, et al. Research Progress on Promoting the Chemical Oxidation Degradation of Pollutants by Organics[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2021, 37(9): 1137-1146.

## 有机物质促进污染物化学氧化降解的研究进展

杨浩<sup>1,2</sup>, 杨璐<sup>1</sup>, 祝欣<sup>1</sup>, 黄剑波<sup>1</sup>, 郭洋<sup>1</sup>, 盛峰<sup>1</sup>, 龙涛<sup>1</sup>, 石佳奇<sup>1</sup> (1. 生态环境部南京环境科学研究所/国家环境保护土壤环境管理与污染控制重点实验室, 江苏南京 210042; 2. 河海大学环境学院, 江苏南京 210098)

**摘要:** 通过向体系中添加天然有机物以提高污染物化学氧化降解效率的技术近年得到广泛关注。研究表明, 有机物既可通过促进过渡金属还原、络合过渡金属等机制加速经典氧化反应进程, 也可直接活化氧化剂构建高级氧化体系。基于典型有机官能团对污染物化学氧化降解过程的促进作用, 金属-有机框架材料得以发展及应用。该文综述了促进氧化反应的常见有机物种类及作用机制, 以期为化学氧化技术进一步发展提供参考依据。

**关键词:** 有机物质; 化学氧化; 芬顿; 活化过硫酸盐; 金属-有机框架

**中图分类号:** X52; X53 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2021)09-1137-10

**Research Progress on Promoting the Chemical Oxidation Degradation of Pollutants by Organics.** YANG Hao<sup>1,2</sup>, YANG Lu<sup>1</sup>, ZHU Xin<sup>1</sup>, HUANG Jian-bo<sup>1</sup>, GUO Yang<sup>1</sup>, SHENG Feng<sup>1</sup>, LONG Tao<sup>1</sup>, SHI Jia-qi<sup>1</sup> (1. Nanjing Institute of Environmental Sciences, Ministry of Ecology and Environment/ Key Laboratory of Soil Environmental Management and Pollution Control, Nanjing 210042, China; 2. College of Environment, Hohai University, Nanjing 210098, China)

**Abstract:** The improvement of pollutant oxidation degradation efficiency by adding natural organic catalysts has attached widespread attention in recent years. Studies have shown that organic compounds can accelerate the process of classical oxidation reactions by promoting the reduction of transition metals or complexing transition metals, and can also activate oxidants directly to generate oxidative free radicals. Based on the promotion of typical organic functional groups on the chemical oxidative process, metal-organic framework has been developed and applied widely. This manuscript reviews common types of organic-promoted oxidation reactions and their mechanisms, so as to improve the chemical oxidation technology and put forward some plausible advice.

**Key words:** organics; chemical oxidation; Fenton; activated persulfate; metal-organic framework

化学氧化技术以处理效果好、应用费用低等特点, 逐渐成为水体和污染场地修复工程应用的主流技术之一。常用化学氧化剂包括双氧水( $H_2O_2$ )、过硫酸盐(PDS)、臭氧和高锰酸钾等。传统化学氧化技术存在一些缺陷, 如氧化效率低, 过渡金属活化的高级氧化技术受 pH 限制大, 铁盐催化剂易导致污泥积累等<sup>[1-3]</sup>, 因此大量研究开始着力于探索提高化学氧化效率的技术手段。近年来, 越来越多的研究揭示向体系中引入有机物质可有效提高化学氧化效率, 拓宽氧化 pH 适用范围。此外, 污染物在化学氧化降解过程中易生成的醇、醛和酸类中间产物也会影响氧化效率。

综合来看, 有机物对化学氧化的促进效果主要通过有机物改变金属价态加速原有氧化反应, 活化  $H_2O_2$ /PDS 构建高级氧化体系, 将有机物负载于其

他基体上构成催化材料 3 种方式实现。该文对可有效提高污染物化学氧化降解效率的有机化合物种类及作用机制进行总结, 以期为化学氧化动力学研究及实际应用提供参考依据。

### 1 有机物加速氧化反应进程

#### 1.1 对芬顿/类芬顿氧化的促进作用

已有研究表明, 有机物对芬顿/类芬顿体系氧化效率提高的作用机制主要包括促进过渡金属还原以及与过渡离子络合以抑制其水解。

收稿日期: 2020-09-23

基金项目: 国家重点研发计划(2018YFC1801100); 国家自然科学基金(21707041); 江苏省自然科学基金(BK20160101)

① 通信作者 E-mail: sjq@nies.org

### 1.1.1 还原性有机物的促进作用

HUANG 等<sup>[4]</sup> 研究表明在  $\text{Fe}^{2+}/\text{Fe}^{3+}$  循环中,  $\text{Fe}^{2+}$  再生是氧化速率控制步骤。任何提高  $\text{Fe}^{3+}$  还原效率的方法都将加速羟基自由基 ( $\cdot\text{OH}$ ) 的形成, 这也是影响芬顿/类芬顿氧化速率的关键<sup>[5-6]</sup>。富有羧基、羟基、羰基和氨基等亲核基团的化合物由于具有较强的还原性, 可加速  $\text{Fe}^{2+}/\text{Fe}^{3+}$  循环, 从而加速自由基产生, 作用机制见图 1。如 SUBRAMANIAN 等<sup>[7]</sup> 发现巯基乙酸可以在近中性 pH 条件下有效提高芬顿体系中  $\text{Fe}^{2+}/\text{Fe}^{3+}$  循环效率, 加快有机物的降解效率。CHEN 等<sup>[8]</sup> 研究表明羟胺可通过促进  $\text{Fe}^{3+}$  还原强化  $\cdot\text{OH}$  产生, 至 pH 为 5.7 时该作用仍有效, 羟胺在体系中最终被氧化为  $\text{NO}_3^-$  和  $\text{N}_2\text{O}$ 。

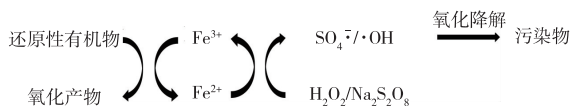


图 1 有机物促进高级氧化反应机制

Fig. 1 Mechanism of organic compounds promoting advanced oxidation

酚类和醌类化合物也被发现有加速芬顿氧化的效果。周伟等<sup>[9]</sup> 研究了 4 种添加剂 (对苯二酚、对苯醌、羟胺和亚硫酸钠) 对芬顿体系氧化能力的影响, 通过观察氧化还原电位 (ORP) 的变化揭示 4 个氧化体系的差异。投加有机添加剂使 ORP 迅速降低,  $\text{Fe}^{3+}$  被迅速还原, 促进了  $\text{Fe}^{2+}/\text{Fe}^{3+}$  体系循环, 减少了铁泥的产生, 而无机添加剂则不能起到促进作用。酚类和醌类也是芳香化合物典型的中间氧化产物<sup>[10]</sup>。JIANG 等<sup>[11-12]</sup> 发现苯酚和硝基苯氧化中间产物对苯二酚和对苯醌能促进  $\text{Fe}^{3+}$ -氢过氧配合物分解, 同时能促进  $\text{Fe}^{3+}$  向  $\text{Fe}^{2+}$  转化, 因此, 该类芳香化合物的降解有自催化效应。

有机物也可增强非均质氧化体系的氧化效果。SUN 等<sup>[13]</sup> 发现抗坏血酸 (AA) 可显著提高磁铁矿 ( $\text{Fe}_3\text{O}_4$ ) 表面的  $\text{Fe}^{2+}/\text{Fe}^{3+}$  循环, 从而加速  $\text{Fe}_3\text{O}_4/\text{H}_2\text{O}_2$  体系对甲草胺的氧化效率。在初始 pH 值为 7.3 条件下, 分别向  $\text{Fe}_3\text{O}_4$  催化的非均质芬顿氧化体系中加入  $0.1 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$  邻苯二酚和  $0.1 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$  没食子酸后, 亚甲基蓝 (MB) 去除率由 63% 分别增加至 79% 和 90%。多酚的加入不仅能促进  $\text{Fe}_3\text{O}_4$  对 MB 的吸附, 提高 MB 在催化剂表面的局部浓度, 还能够增强  $\text{Fe}_3\text{O}_4$  对  $\text{H}_2\text{O}_2$  的催化分解能力, 提高  $\text{H}_2\text{O}_2$  利用效率, 促进 MB 的去除<sup>[14]</sup>。

### 1.1.2 有机络合剂的促进作用

有机络合剂可有效防止过渡金属在非酸性环境下的沉淀, 形成的配位场往往也会影响  $\text{Fe}^{2+}/\text{Fe}^{3+}$  氧化还原特性, 从而促进 (类) 芬顿体系氧化效果<sup>[15-16]</sup>。常用有机络合剂包括腐殖质、羧酸类化合物和氨基酸类化合物等。

腐殖质广泛存在于天然水体、土壤和沉积物中<sup>[17]</sup>。金属离子通过结合到羧基、酚基和含氮位点上与腐殖酸 (HA) 或富里酸 (FA) 形成螯合物<sup>[18]</sup>, 且 HAs 和 FAs 可有效还原  $\text{Fe}^{3+}$ , 从而加速芬顿体系氧化进程<sup>[19-20]</sup>。研究表明, 不同浓度腐殖酸在 pH 为 5~7 范围内常常对 (类) 芬顿反应具有较好促进效果<sup>[21]</sup>, 但 pH 较小时腐殖酸往往反而对 (类) 芬顿反应无明显影响, 甚至有一定抑制作用。如 LIPCZYNSKA-KOCHANY 等<sup>[22]</sup> 研究表明向 pH 为 7 的芬顿体系中添加  $3000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  腐殖酸盐能大大提高污染物去除效率, 但当 pH 为 3.5 时, 添加腐殖酸盐反而对降解有所抑制。FA 也有类似表现<sup>[23-24]</sup>。LINDESY 等<sup>[23]</sup> 认为腐殖质在酸性 pH 条件下对污染物降解的抑制作用与底物疏水性有关。

分子摩尔比和 pH 是影响 Fe-羧酸类螯合剂催化效果的重要因素。一般 pH 为酸性至中性范围内时, Fe-羧酸类螯合剂催化效果较好。柠檬酸 (CA) 是常用的羧酸类芬顿反应络合剂。研究表明, 当 Fe 和 CA 分子摩尔比为 1:1 时, 呈  $[\text{Fe}(\text{Cit})]^\circ$ 、 $[\text{Fe}(\text{Cit})]^+$  和  $[\text{Fe}(\text{Cit})(\text{OH})]^-$  3 种主要存在形式<sup>[25-26]</sup>, 也有研究报道了 Fe 和 CA 分子摩尔比为 2:2 的复合物<sup>[27]</sup> 和单核二柠檬酸<sup>[28]</sup> 结构的形成。LEWIS 等<sup>[29]</sup> 研究表明, CA 螯合改性的芬顿反应可在近中性 (pH 为 6~7) 条件下有效降低  $\text{Fe}^{2+}$  用量。此外, CA 和 Fe 分子摩尔比为 1:1~4:1 之间时, 提高分子摩尔比会降低  $\text{H}_2\text{O}_2$  分解效率。LI 等<sup>[30]</sup> 研究指出, 即使当 pH>5 时, 有柠檬酸作为螯合剂的芬顿体系仍可高效降解 2,4,6-三氯苯酚; 但当 pH>8 时, 有大量铁沉淀生成。TROVÓ 等<sup>[31]</sup> 研究表明, CA 可将光芬顿系统适用范围扩大到中性 pH 条件, 且降解速率强烈依赖于柠檬酸盐初始浓度。当 pH 为 5~8 时, 双氯芬酸 (DCF) 在光芬顿法中的降解效率随 pH 增大而降低。

除 CA 外, 近年来一些新型羧酸类天然有机络合剂也被发现既可促进  $\text{Fe}^{2+}/\text{Fe}^{3+}$  循环, 又可有效防止铁离子沉淀。如 QIN 等<sup>[32]</sup> 发现当 pH<7 时, 向  $\text{Fe}^{3+}/\text{H}_2\text{O}_2$  类芬顿体系添加原儿茶酸 (PCA) 可有效提高甲草胺降解速率, 但降解效率随着 pH 升高而降低; 当 pH≥7 时, PCA 不再提高甲草胺降解速率。

REN 等<sup>[33]</sup> 研究表明, 迷迭香酸(RA) 在 pH 为 3~6 范围时可以大大增强  $\text{Fe}^{3+}/\text{H}_2\text{O}_2$  体系对 2,4-二氯酚的氧化效率, 但 pH 升高到 6.4 和 7.2 时, 促进效果逐渐减弱。通常, 目标污染物和有机络合剂均可以在芬顿体系中有有效矿化, 这类有机络合剂具有较好的环境友好性<sup>[32-33]</sup>。

氨基羧酸因具有较强的络合能力, 即使在中性 pH 条件下也能防止铁沉淀, 也是一类常见的有机络合剂<sup>[34]</sup>。乙二胺四乙酸(EDTA) 是最常用的一种氨基羧酸类络合剂。EDTA-2Na 与  $\text{Fe}^{2+}$  形成的 1:1 有机配体  $\text{Fe}^{2+}(\text{EDTA})$ , 其除可延长  $\text{Fe}^{2+}$  参与芬顿反应的时间外, 还可活化体系中溶解氧, 自发产生  $\text{H}_2\text{O}_2$ <sup>[35]</sup>。颜湘华等<sup>[36]</sup> 研究表明, 当 EDTA-2Na 与  $\text{Fe}^{2+}$  的分子摩尔比为 1:1 时, 对苯和 1,2-二氯苯的降解效果最好, 当 EDTA-2Na 浓度进一步增大, 超过络合需要时, 其自身会消耗  $\cdot\text{OH}$ , 使降解率降低。而在 EDTA- $\text{Fe}^{3+}$ - $\text{H}_2\text{O}_2$  体系中, 随 EDTA 与  $\text{Fe}^{3+}$  分子摩尔比(范围为 1:1~5:1) 提高, 孔雀石绿脱色效率逐渐上升, 该降解机制并不遵循简单的羟基自由基机制, 同时存在的中间价态铁(4 或 5 价) 起主要氧化作用<sup>[37]</sup>。近年来, EDTA 也被发现能促进零价铁或铁氧化物等非均相氧化体系对  $\text{H}_2\text{O}_2$  的活化作用<sup>[38-40]</sup>。但 EDTA 对重金属螯合能力强且生物可降解性差, 可能对环境造成不利影响<sup>[41]</sup>。因此近年来寻找可生物降解的 EDTA 替代品逐渐受到研究者关注<sup>[42-44]</sup>, 如 N,N'-乙二胺二琥珀酸(EDDS), 可以 [S,S]、[S,R/R,S] 和 [R,R] 构型存在, 其中 [S,S] 构型可以被快速完全矿化, 其他 2 种构型可以部分被生物降解<sup>[45]</sup>。ORAMA 等<sup>[46]</sup> 提出 EDDS 作为  $\text{Fe}^{3+}$  螯合剂的合适 pH 范围为 3~9。当  $\text{pH} \leq 7$  时,  $\text{Fe}^{3+}$ -EDDS 复合物主要以  $\text{Fe}^{3+}$ -EDDS<sup>-</sup> 形式存在; 当  $\text{pH} > 7$  时,  $\text{Fe}^{3+}$ -EDDS 复合物主要以  $\text{Fe}(\text{OH})\text{EDDS}^{2-}$  和  $\text{Fe}(\text{OH})_2\text{EDDS}^{3-}$  形式存在。HUANG 等<sup>[4]</sup> 发现, EDDS 驱动的芬顿反应中, 由于在中性或碱性条件下  $\cdot\text{HO}_2$  或  $\cdot\text{O}_2^-$  自由基的生成及多种形式复合铁的存在, 其氧化效率远高于酸性条件。EDDS 既可将铁保持为可溶形式, 还可促进超氧化物自由基的生成, 从而促进  $\text{Fe}^{2+}$  和  $\cdot\text{OH}$  的生成。氨三乙酸(NTA) 也是近年来研究较多的氨基羧酸类络合剂。SUN 等<sup>[47]</sup> 发现在 pH 为 6 条件下 NTA 具有较好的  $\text{Fe}^{3+}$  络合能力, 是促进  $\text{H}_2\text{O}_2$  分解和 2,4-二氯苯氧乙酸降解最活跃的螯合物之一。 $\text{Fe}^{3+}$ -NTA 体系反应性不受过量 NTA 的影响<sup>[48]</sup>, 且 NTA 分子中只有 1 个 N 原子, 在缺氧条件下可被微生物降解, 引发环境问题的风险较小<sup>[49]</sup>。

此外, 一些其他含 N 类有机络合剂也被证明有较好的  $\text{Fe}^{3+}$  络合和促进  $\text{H}_2\text{O}_2$  分解的能力, 其氧化过程除产生羟基自由基外, 也常常伴随高价铁化合物的产生<sup>[47,50]</sup>。

有机物对类芬顿体系的促进作用也与过渡金属种类有关。如马莹莹等<sup>[51]</sup> 研究发现 pH 为 5.5 条件下, EDTA、NTA 和 CA 均能抑制铜催化的类芬顿反应中有机物降解, 而酒石酸(TA) 能促进有机物降解。其原因可能是 EDTA、NTA 和 CA 与  $\text{Cu}^{2+}$  的络合能力强, 稳定常数高, 阻止 Cu 离子有效位点与  $\text{H}_2\text{O}_2$  之间的相互反应。而 TA 自身具备较强的还原性, 可将以络合状态存在的  $\text{Cu}^{2+}$  还原为  $\text{Cu}^+$ ,  $\text{Cu}^+$  与  $\text{H}_2\text{O}_2$  反应能增加  $\cdot\text{OH}$  生成量, 促进有机污染物氧化降解。

## 1.2 对活化过硫酸盐氧化的促进作用

基于硫酸根自由基( $\text{SO}_4^{\cdot-}$ ) 的 PDS 高级氧化技术具有氧化能力强、应用范围广的特点, 且相对于芬顿氧化, 适用 pH 范围广, 反应条件温和, 近年来受到越来越多关注。目前, 常用的 PDS 活化技术主要包括热活化、过渡金属(Cu、Fe) 活化、碱活化和  $\text{H}_2\text{O}_2$  活化等<sup>[52-56]</sup>。

能促进(类) 芬顿氧化反应的有机物往往也能通过还原  $\text{Fe}^{3+}$  或防止  $\text{Fe}^{3+}$  沉淀对  $\text{Fe}^{2+}$  活化 PDS 体系的氧化效果有促进作用<sup>[57-58]</sup>。如 LEI 等<sup>[59]</sup> 研究发现 AA 可在 pH 为 2.0~6.2 条件下促进  $\text{Fe}^{2+}$ /PDS 体系的氧化效果。邹景<sup>[60]</sup> 比较了羟胺、 $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ 、 $\text{NaHSO}_3$ 、 $\text{NaNO}_2$  和 AA 等常见还原剂强化  $\text{Fe}^{2+}$ /过一硫酸盐(PMS) 与  $\text{Fe}^{2+}$ /PDS 体系氧化降解苯甲酸的效能, 结果表明 pH 为 3 条件下这些还原剂均有一定促进效果, 其中羟胺的促进效果最优, 其次为 AA, 无机还原剂促进效果相对较弱。该研究提出羟胺具有较好强化效果的原因在于  $\text{pH} < 5.6$  时羟胺主要以  $\text{NH}_3\text{OH}^+$  形式存在, 其与  $\text{SO}_4^{\cdot-}$  和  $\cdot\text{OH}$  的反应速率常数远小于其他还原剂。顾雍等<sup>[61]</sup> 研究了有机络合剂 TA 与还原剂盐酸羟胺分别投加到  $\text{Fe}^{2+}$ /PDS 体系中对双酚 A 降解过程影响的差异, 结果表明两者都加速了自由基生成效率, 拓宽了反应 pH 范围, 其差别在于盐酸羟胺只起到短期促进作用, 而 TA 可以长期促进氧化效果。 $\text{Fe}^{2+}$  活化 PDS 生成  $\text{SO}_4^{\cdot-}$ ,  $\text{SO}_4^{\cdot-}$  与 TA 反应生成有机化合物自由基( $\text{R}\cdot$ ),  $\text{Fe}^{3+}$  与  $\text{R}\cdot$  反应缓慢生成  $\text{Fe}^{2+}$ , 构成了链式反应, 长期促进氧化反应。这与 MINISCI 等<sup>[62]</sup> 和 LIANG 等<sup>[63]</sup> 研究结果一致。

### 1.3 对其他氧化剂的促进作用

有机物对其他氧化剂氧化能力也有增强作用。HE 等<sup>[64-65]</sup>研究发现 pH 为 4~8 条件下腐殖酸能促进高锰酸钾对苯酚的去除,而 pH 为 9~10 条件下腐殖酸会抑制高锰酸钾氧化苯酚。高锰酸钾是亲电试剂,氧化速率随目标污染物芳香环上电子云密度增加而增加<sup>[66]</sup>,腐殖酸中的芳香环结构与苯酚之间形成  $\pi-\pi$  作用<sup>[67]</sup>,使得苯酚的电子云密度增加,从而促进高锰酸钾氧化能力。大分子腐殖酸具有较高的 C=C 含量,而  $\pi-\pi$  作用与 C=C 含量呈很好的正相关性,因此大分子腐殖酸更加促进高锰酸钾的氧化能力。庞素艳等<sup>[68]</sup>研究结果表明 EDTA 等络合剂通过络合配位作用使  $\text{KMnO}_4$  在氧化降解酚类化合物过程中生成的中间价态锰的存活时间延长,稳定性增强,从而强化了高锰酸钾的氧化作用。YANG 等<sup>[69]</sup>研究结果表明,在弱酸性(pH 为 4.0~6.0)条件下,苯酚与双酚 A(BPA)的高锰酸盐去除效率具有协同效应,其中苯酚的去除效果随 BPA 初始浓度增加而增强,随 pH 提高而减弱。但在弱碱性(pH 为 7.5~8.5)条件下,两者对高锰酸盐的降解效果表现出竞争作用,即在 BPA 存在条件下苯酚的降解受到抑制,但苯酚存在时 BPA 的降解效率略有提高。该研究推测协同作用的原因是双酚 A 诱导了体系中氧化锰的生成,而竞争作用的原因可能是氧化体系中生成了反应性锰中间体  $\text{Mn}^{5+}$  或  $\text{Mn}^{4+}$ 。

MA 等<sup>[70]</sup>发现向锰催化的臭氧氧化体系中添加低浓度(如  $1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )腐殖质有助于提高阿特拉津降解率,但进一步提高腐殖质浓度时,阿特拉津降解受到抑制,其原因在于低浓度腐殖酸有助于激发体系中  $\cdot\text{OH}$  的生成,而高浓度腐殖酸条件下自由基淬灭起主导作用。赵雷等<sup>[71]</sup>研究结果表明,在单独臭氧氧化和蜂窝陶瓷催化臭氧氧化工艺去除水中硝基苯体系中分别添加有机物甲醛、甲醇、甲酸和邻苯二甲酸二丁酯,甲醛和邻苯二甲酸二丁酯对硝基苯降解主要起抑制作用,甲醇和甲酸在低浓度条件下促进硝基苯降解,高浓度条件下则抑制硝基苯降解。这是由于低浓度甲醇或甲酸可以促进  $\cdot\text{OH}$  产生,从而促进有机物氧化去除;而高浓度甲醇或甲酸对  $\cdot\text{OH}$  的捕获效应要大于其促进效能,竞争机制占明显优势。除上述原因外,在如蜂窝陶瓷催化臭氧氧化工艺的气、液和固三相体系中加入甲醇后,产生的非均相催化剂表面效应也可明显增强臭氧氧化体系抵抗甲醇负面影响的能力。ZHANG 等<sup>[72]</sup>研究结果表明羟胺能够加速臭氧分解并提高  $\cdot\text{OH}$  产率,羟胺与臭氧反应有以下 2 种方

式:一是质子化的羟胺与臭氧通过电子转移方式生成  $\text{O}_3^-$ ;二是未质子化的羟胺与臭氧反应生成  $\text{O}_2^-$ ,  $\text{O}_2^-$  再与臭氧反应生成  $\text{O}_3^-$ ,之后由  $\text{O}_3^-$  生成  $\cdot\text{OH}$ 。

## 2 有机物活化 $\text{H}_2\text{O}_2/\text{PDS}$ 构建高级氧化体系

除能加速高级氧化体系中过渡金属循环,促进化学氧化反应外,有机物还可直接活化氧化剂产生自由基,构建高级氧化体系。

### 2.1 有机物活化 $\text{H}_2\text{O}_2$

已有研究表明有机物可直接活化  $\text{H}_2\text{O}_2$  产生具有氧化性的活性物质,如  $\cdot\text{OH}$ 、 $\text{O}^{2-}$  和  $^1\text{O}_2$ ,强化氧化能力。有机物活化作用一般与反应过程中生成的有机自由基有关(图 2)<sup>[51,71]</sup>。

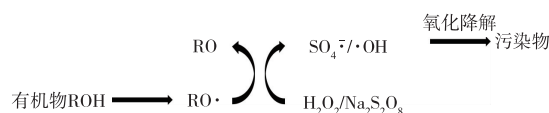
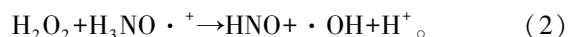
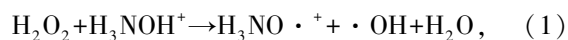


图 2 有机物活化  $\text{H}_2\text{O}_2/\text{PDS}$  常见作用机制

Fig. 2 The mechanism of  $\text{H}_2\text{O}_2/\text{PDS}$  activation by organics

除被用作提高氧化效率的促进剂外,羟胺还可直接活化  $\text{H}_2\text{O}_2$  构成高级氧化体系。CHEN 等<sup>[73]</sup>提出羟胺活化  $\text{H}_2\text{O}_2$  产生  $\cdot\text{OH}$  可能分以下 2 步:第 1 步为羟胺离子活化  $\text{H}_2\text{O}_2$ ,产生  $\cdot\text{OH}$ ;第 2 步为  $\text{H}_2\text{O}_2$  与第 1 步生成的质子化氨基自由基反应,产生  $\cdot\text{OH}$ ;并提出羟胺与  $\text{H}_2\text{O}_2$  反应生成  $\cdot\text{OH}$  可能与羟胺中  $-\text{OH}$  基团有关[式(1)~(2)]。



醌类结构也能够活化  $\text{H}_2\text{O}_2$ ,促进  $\cdot\text{OH}$  的生成。ZHU 等<sup>[74]</sup>研究了卤代醌活化  $\text{H}_2\text{O}_2$  过程中  $\cdot\text{OH}$  的产生机制,结果表明  $\cdot\text{OH}$  为四氯-1,4-苯醌与  $\text{H}_2\text{O}_2$  通过与金属无关的机制产生: $\text{H}_2\text{O}_2$  对四氯-1,4-苯醌的亲核攻击,形成三氯氢过氧-1,4-苯醌( $\text{TrCBQ}-\text{OOH}$ ) 中间体,中间体进一步裂解产生  $\cdot\text{OH}$ 。

### 2.2 有机物活化 PDS

随着 PDS 活化技术快速发展,有机物活化 PDS 新型活化技术得到广泛关注,已有研究表明含醌化合物、AA、羟胺、酚类、槲皮素和表面活性剂等有机物可以活化 PDS。

FANG 等<sup>[75]</sup>研究发现,醌类化合物与腐殖酸均可有效活化 PDS 降解 2,4,4'-三氯联苯,其在对苯

醌/PDS 系统中降解率可达 88%,而在单一的 PDS 或对苯醌体系中降解率分别只有 20%和 9%。朱维晃等<sup>[76]</sup>探究了不同种类蒽醌类溶解有机质对 PDS 降解染料罗丹明 B 的影响,由于蒽醌类溶解有机质含有氧化敏感型官能团结构,在 PDS 活化反应中不仅传递电子<sup>[77]</sup>,同时在活化过程中生成具有还原性的半醌自由基<sup>[78]</sup>,将  $S_2O_8^{2-}$  还原为  $SO_4^{\cdot-}$  与  $SO_4^{2-}$ ,能显著增强 PDS 氧化能力。

在研究 AA 活化 PDS 时,HOU 等<sup>[79]</sup>采用 AA/PDS 体系降解阿特拉津;对比单一的 PDS 氧化体系,加入 AA 后,体系中产生  $SO_4^{\cdot-}$  和  $\cdot OH$ ,阿特拉津降解速率增加 29 倍;CAO 等<sup>[80]</sup> 研究表明 AA/PDS 体系 pH 为 3.5~12.5 时,PDS 主要受 AA 活化作用,当 pH>12.5 时,PDS 主要受碱活化作用。

酚类对 PDS 的活化作用主要通过酚盐实现,当 pH 为 8.3 时,五氯苯酚通过还原 PDS 产生活性自

由基降解污染物<sup>[81]</sup>。槲皮素(QCR)属于黄酮类多酚有机物,其结构缺乏电子离域作用,能够释放电子活化 PDS,继而产生  $SO_4^{\cdot-}$  和  $\cdot OH$ 。当 pH 为 13 时,对比单一的 PDS 体系,QCR/PDS 体系可以有效降解 1,1-二氯乙烷、1,2-二氯乙烷、1,2-二氯丙烷和二溴甲烷<sup>[82]</sup>。

表面活性剂通常用于原位化学氧化工艺中污染物解吸和非水相液体溶解,已有研究结果表明<sup>[83]</sup>,阴离子、非离子和阳离子表面活性剂(多库酯钠、聚乙二醇 400 和 *N*-牛脂基丙二胺聚氧乙烯醚)均可有效活化 PDS。其中阳离子表面活性剂 *N*-牛脂基丙二胺聚氧乙烯醚表现出最强的活化效果,其在碱性条件下可生成  $\cdot OH$ ,在酸性和碱性条件下均可生成还原性或亲核基团(超氧自由基、氢过氧化物阴离子和烷基自由基等)。表 1 为典型有机物促进高级氧化反应效率及活化  $H_2O_2$ /PDS 的效果。

表 1 有机物促进污染物氧化降解的研究案例

Table 1 Chemical oxidation degradation of pollutants by organics

有机物类别	有机物名称	氧化剂( $\rho$ )	反应 pH	目标污染物( $\rho$ )	来源文献
多酚类化合物	对苯二酚	$H_2O_2$ (30 mmol · L <sup>-1</sup> )、 $Fe^{2+}$ (1 mmol · L <sup>-1</sup> ) 和对苯二酚 (5 mmol · L <sup>-1</sup> )	3	罗丹明 B (2 mmol · L <sup>-1</sup> )	[9]
	五氯酚	$Na_2S_2O_8$ (0.5 mol · L <sup>-1</sup> )、五氯酚 (1 mmol · L <sup>-1</sup> )	6.5~10.5	硝基苯 (1 mmol · L <sup>-1</sup> )	[81]
	AA	$H_2O_2$ (1 mmol · L <sup>-1</sup> )、AA (0.5 mmol · L <sup>-1</sup> ) 和 $Fe_3O_4$ (1 g · L <sup>-1</sup> )	4	甲草胺 (20 mg · L <sup>-1</sup> )	[13]
腐殖质	腐殖酸	$Na_2S_2O_8$ (40 mmol · L <sup>-1</sup> ) 和 AA (1.0 mmol · L <sup>-1</sup> )	7.2	五氯酚 (10 mg · L <sup>-1</sup> )	[80]
		$H_2O_2$ (130 mmol · L <sup>-1</sup> )、 $Fe^{2+}$ (30 $\mu$ mol · L <sup>-1</sup> ) 和 HA (50~100 mg · L <sup>-1</sup> )	5~7	苯 (25 $\mu$ mol · L <sup>-1</sup> )	[15]
羧酸类化合物	CA	$H_2O_2$ (50 mmol · L <sup>-1</sup> )、 $Fe^{2+}$ (10 mmol · L <sup>-1</sup> ) 和 CA (10 mmol · L <sup>-1</sup> )	5~7	2,4,6-三氯酚 (1.5 mmol · L <sup>-1</sup> )	[30]
		$H_2O_2$ (12 mmol · L <sup>-1</sup> )、 $Fe^{2+}$ (1.5 mmol · L <sup>-1</sup> ) 和 CA (1.5 mmol · L <sup>-1</sup> )	7	三氯乙烯 (1.1 mmol · L <sup>-1</sup> )	[84]
	没食子酸	$H_2O_2$ (160 mmol · L <sup>-1</sup> ) 和 $Fe_3O_4$ (1 g · L <sup>-1</sup> )	7.3	亚甲基蓝 (MB) (0.1 mmol · L <sup>-1</sup> )	[14]
	原儿茶酸	$H_2O_2$ (8 mmol · L <sup>-1</sup> ) 和 $Fe^{3+}$ (0.1 mmol · L <sup>-1</sup> )	3.6	甲草胺 (0.11 mmol · L <sup>-1</sup> )	[32]
氨基酸类化合物	EDTA	$H_2O_2$ (3.0 mmol · g <sup>-1</sup> )、 $FeSO_4$ (0.3 mmol · g <sup>-1</sup> ) 和 EDTA-2Na (0.3 mmol · g <sup>-1</sup> )	—	苯 (10.1 mg · kg <sup>-1</sup> ) 和 1,2-二氯苯 (514 mg · kg <sup>-1</sup> )	[41]
		$H_2O_2$ (20 mmol · L <sup>-1</sup> )、 $Fe^{3+}$ (500 $\mu$ mol · L <sup>-1</sup> ) 和 EDTA (500 $\mu$ mol · L <sup>-1</sup> )	7.0	孔雀石绿 (10 $\mu$ mol · L <sup>-1</sup> )	[37]
	EDDS	$H_2O_2$ (5 mol · L <sup>-1</sup> ) 和 $Fe^{3+}$ -EDDS (1 mol · L <sup>-1</sup> )	6.2	双酚 A (20 $\mu$ mol · L <sup>-1</sup> )	[4]
	NTA	$H_2O_2$ (100 mmol · L <sup>-1</sup> )、 $Fe_3O_4$ (1.0 g · L <sup>-1</sup> ) 和 NTA (0.5 mmol · L <sup>-1</sup> )	7	卡巴西平 (63.5 $\mu$ mol · L <sup>-1</sup> )	[42]
其他	羟胺	$H_2O_2$ (0.4 mmol · L <sup>-1</sup> )、 $Fe^{2+}$ (10.0 $\mu$ mol · L <sup>-1</sup> ) 和 $NH_2OH$ (0.4 mmol · L <sup>-1</sup> )	2.0~5.7	苯甲酸 (40.0 $\mu$ mol · L <sup>-1</sup> )	[8]
	对苯醌	过硫酸盐 (5 mmol · L <sup>-1</sup> )	7.4	PCB28 (0.5 mg · L <sup>-1</sup> )	[75]

### 3 金属-有机框架材料的催化作用

近些年,金属-有机框架(MOFs)材料受到国内

外学者广泛关注<sup>[84-86]</sup>,MOFs 是由有机配体和金属离子或团簇通过配位键自组装形成的具有分子内空隙的材料<sup>[87]</sup>,可作为高级氧化体系催化剂。

MOFs 结合了有机物和无机物的优良特性,其效能超出了简单混合的结果<sup>[88]</sup>。由于构筑 MOFs 材料的金属离子种类多样性及有机配体的选择多样性,因而 MOFs 材料具有很多优势和特点:如高比表面积,可以引入—NH<sub>2</sub>、—OH 和—COOH 等官能团至 MOFs 材料孔表面,可通过金属离子与有机官能团的协同作用进行性能调控,可进行后合成修饰使其具有特殊性能<sup>[89]</sup>。

### 3.1 铁基 MOFs 催化材料

铁基 MOFs 材料是由铁离子或铁簇与有机配体组装而成的多孔材料<sup>[89]</sup>,可通过金属掺杂、有机配体修饰等方式促进 MOFs 中 Fe<sup>3+</sup>/Fe<sup>2+</sup> 转换速率,提高非均相催化 H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 降解污染物效率。至今已经发现大量使用不同类型有机配体的铁基 MOFs,其中联吡啶因能抑制自由基氧化且与 Fe<sup>2+</sup> 离子有强亲和力,成为合成铁基 MOFs 材料最广泛的有机配体<sup>[90-91]</sup>。

国内外报道了 MIL-53(Fe)、MIL-88B-Fe 和 MIL-100(Fe) 等铁基 MOFs<sup>[92-94]</sup> 作为类芬顿催化剂降解污染物。GAO 等<sup>[93]</sup> 以 2,2'-联吡啶-5,5'-二羧酸为配体制备出含 Fe<sup>2+</sup> 的 MOFs 材料,实验结果表明在中性 pH 条件下,Fe<sup>2+</sup>-MOFs 催化 H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 产生的 ·OH 最多,提高了芬顿反应效率。LÜ 等<sup>[94]</sup> 研究 Fe<sup>2+</sup>@MIL-100(Fe) 类芬顿催化剂降解亚甲基蓝的效果,实验结果表明,相比 MIL-100(Fe) 和 Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>, Fe<sup>2+</sup>@MIL-100(Fe) 表现出最高的芬顿催化能力, Fe<sup>2+</sup>@MIL-100(Fe) 中 Fe<sup>2+</sup> 和 Fe<sup>3+</sup> 离子对 ·OH 的产生具有协同作用,从而促进氧化效能。

### 3.2 铜基和钴基 MOFs 催化材料

Cu 的还原性类似于 Fe<sup>[95]</sup>,因此铜基 MOFs 材料也能够催化 H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 产生 ·OH。LYU 等<sup>[96]</sup> 采用水热法合成了掺杂 Cu 的介孔二氧化硅微球(Cu-MSM),采用 Cu-MSMs 催化的芬顿工艺对苯妥英钠(PHT)和苯海拉明(DP)降解表现出优异性能,其反应机制为 H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 在 Cu-MSMs 中被骨架 Cu<sup>+</sup> 转化为 ·OH,同时 Cu<sup>+</sup> 同步被氧化为 Cu<sup>2+</sup>;产生的 ·OH 可引发 PHT 和 DP 分解;生成的酚类中间体可以吸附在 Cu-MSMs 表面上,与骨架 Cu<sup>2+</sup> 络合并形成铜配合物,该配合物可以与 H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 相互作用并促进 Cu<sup>2+</sup> 还原,加速 Cu<sup>+</sup>/Cu<sup>2+</sup> 循环,更高效地产生 ·OH,促进有机污染物降解。

钴离子是一种常见异相芬顿氧化剂,可用来催化 H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>、PDS 和过氧单硫酸盐等氧化剂<sup>[89]</sup>。RACLES 等<sup>[97]</sup> 在室温条件下分别以含 Cu、Co 材料

合成了 2 种 MOFs 材料,投加到 H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 中降解偶氮染料刚果红(CR),结果表明在反应 30 min 后钴基 MOFs 材料对 CR 的降解效率达 90%,大于铜基 MOFs 材料,这表明钴基 MOFs 材料催化能力在一定程度上大于铜基 MOFs 材料。

### 3.3 多核 MOFs 催化材料

近年来,掺杂多种金属的 MOFs 材料受到人们广泛关注<sup>[98]</sup>。LI 等<sup>[99]</sup> 研究合成了 Fe-Co 普鲁士蓝类配合物作为光芬顿催化剂,在 pH 为 3.0~8.5 条件下该材料对罗丹明 B 具有极高降解效率。在整个光芬顿反应过程中,H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 分子替换了与 Fe 配位的水分子,生成的 Fe<sup>2+</sup>-过氧化物络合物能够生成 ·OH,同时,催化剂中 Fe<sup>3+</sup> 被 H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 还原,生成的 HOO· 与 ·OH 反应生成<sup>1</sup>O<sub>2</sub>,直接参与罗丹明 B 降解。梁贺等<sup>[100]</sup> 研究结果表明在 pH 为 5 条件下,反应 20 min 时 MIL-101(Fe, Cu)/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 体系对 20 mg·L<sup>-1</sup> 亚甲基蓝的去除率为 100%,较单独的 MIL-101(Fe)/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 和 H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 分别提高 43.1% 和 88.9%。这是由于 Cu<sup>2+</sup> 的掺杂引入了新的活性位点,Cu<sup>2+</sup>/Cu<sup>+</sup> 可与 Fe<sup>3+</sup>/Fe<sup>2+</sup> 循环协同产生更多 ·OH 以提高类芬顿降解效果。

## 4 结论与展望

含有羧基、酮基、羟基和氨基等亲核性官能团的有机物可通过促进过渡金属还原、络合过渡金属,抑制其水解,有效加速芬顿、类芬顿和活化 PDS 体系中自由基的产生,拓宽体系 pH 适用范围;也可通过改变锰的价态提高高锰酸盐氧化效率。此外,部分醌、酚和羧酸类有机物可直接活化 H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/PDS 产生自由基以构建高级氧化体系。基于有机化合物促进化学氧化反应的结构特性,MOFs 材料被用来提高传统芬顿体系氧化效果。但目前,除 CA、EDTA 等传统络合剂常在实际水体中用于增强氧化效果外,新型有机物及 MOFs 材料的实际应用案例较少,评估这些有机物的环境风险及降低其应用成本问题值得进一步关注;此外,有机物在促进化学氧化效率的同时能否同步强化微生物降解作用也值得进一步探索。

### 参考文献:

- [1] MATZEK L W, CARTER K E. Activated Persulfate for Organic Chemical Degradation: A Review [J]. *Chemosphere*, 2016, 151: 178-188.
- [2] 黄智辉,纪志永,陈希,等.过硫酸盐高级氧化降解水体中有机污染物研究进展[J]. *化工进展*, 2019, 38(5): 2461-2470.

- [ HUANG Zhi-hui, JI Zhi-yong, CHEN Xi, *et al.* Degradation of Organic Pollutants in Water by Persulfate Advanced Oxidation [ J ]. *Chemical Industry and Engineering Progress*, 2019, 38 ( 5 ): 2461–2470. ]
- [ 3 ] ANIPSITAKIS P, DIONYSIOU D D. Radical Generation by the Interaction of Transition Metals with Common Oxidants [ J ]. *Environmental Science & Technology*, 2004, 38 ( 13 ): 3705–3712.
- [ 4 ] HUANG W, BRIGANTE M, WU F, *et al.* Assessment of the Fe( III )–EDDS Complex in Fenton-like Processes: From the Radical Formation to the Degradation of Bisphenol A [ J ]. *Environmental Science & Technology*, 2013, 47 ( 4 ): 1952–1959.
- [ 5 ] 冯勇, 吴德礼, 马鲁铭. 铁氧化物催化类 Fenton 反应 [ J ]. *化学进展*, 2013, 25 ( 7 ): 1219–1228. [ FENG Yong, WU De-li, MA Lu-ming. Iron Oxide Catalyzed Fenton-like Reaction [ J ]. *Progress in Chemistry*, 2013, 25 ( 7 ): 1219–1228. ]
- [ 6 ] 陈胜兵, 何少华, 娄金生, 等. Fenton 试剂的氧化作用机理及其应用 [ J ]. *环境科学与技术*, 2004, 27 ( 3 ): 105–107, 120. [ CHEN Sheng-bing, HE Shao-hua, LOU Jin-sheng, *et al.* Oxidation Mechanism and Application of Fenton Reagent [ J ]. *Environmental Science and Technology*, 2004, 27 ( 3 ): 105–107, 120. ]
- [ 7 ] SUBRAMANIAN G, MADRAS G. Remarkable Enhancement of Fenton Degradation at a Wide pH Range Promoted by Thioglycolic Acid [ J ]. *Chemical Communications ( Cambridge, England )*, 2017, 53 ( 6 ): 1136–1139.
- [ 8 ] CHEN L W, MA J, LI X C, *et al.* Strong Enhancement on Fenton Oxidation by Addition of Hydroxylamine to Accelerate the Ferric and Ferrous Iron Cycles [ J ]. *Environmental Science & Technology*, 2011, 45 ( 9 ): 3925–3930.
- [ 9 ] 周伟, 赵海谦, 高慧慧, 等. 添加剂改性 Fenton 体系中 Fe<sup>2+</sup> 再生过程及机制的对比 [ J ]. *化工学报*, 2016, 67 ( 10 ): 4413–4421. [ ZHOU Wei, ZHAO Hai-qian, GAO Ji-hui, *et al.* Comparison of Regeneration Mechanism of Fe<sup>2+</sup> in Modified Fenton System [ J ]. *CIESC Journal*, 2016, 67 ( 10 ): 4413–4421. ]
- [ 10 ] CHEN R Z, PIGNATELLO J J. Role of Quinone Intermediates as Electron Shuttles in Fenton and Photoassisted Fenton Oxidations of Aromatic Compounds [ J ]. *Environmental Science & Technology*, 1997, 31 ( 8 ): 2399–2406.
- [ 11 ] JIANG C C, PANG S Y, OUYANG F, *et al.* A New Insight into Fenton and Fenton-like Processes for Water Treatment [ J ]. *Journal of Hazardous Materials*, 2010, 174 ( 1/2/3 ): 813–817.
- [ 12 ] JIANG C C, GAO Z, QU H L, *et al.* A New Insight into Fenton and Fenton-like Processes for Water Treatment: Part II. Influence of Organic Compounds on Fe( III )/Fe( II ) Interconversion and the Course of Reactions [ J ]. *Journal of Hazardous Materials*, 2013, 250/251: 76–81.
- [ 13 ] SUN H W, XIE G H, HE D, *et al.* Ascorbic Acid Promoted Magnetite Fenton Degradation of Alachlor: Mechanistic Insights and Kinetic Modeling [ J ]. *Applied Catalysis B: Environmental*, 2020, 267: 118383.
- [ 14 ] 华亚妮, 肖娟, 章琴琴, 等. 多酚物质催化 Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub>/Fenton 降解 MB 的研究 [ J ]. *安全与环境学报*, 2018, 18 ( 3 ): 1075–1081. [ HUA Ya-ni, XIAO Juan, ZHANG Qin-qin, *et al.* On the Methylene Blue Degradation with Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub>/Fenton Enhanced with the Polyphenol Organics [ J ]. *Journal of Safety and Environment*, 2018, 18 ( 3 ): 1075–1081. ]
- [ 15 ] GEORGI A, SCHIERZ A, TROMMLER U, *et al.* Humic Acid Modified Fenton Reagent for Enhancement of the Working pH Range [ J ]. *Applied Catalysis B: Environmental*, 2007, 72 ( 1/2 ): 26–36.
- [ 16 ] ZHANG Y, ZHOU M H. A Critical Review of the Application of Chelating Agents to Enable Fenton and Fenton-like Reactions at High pH Values [ J ]. *Journal of Hazardous Materials*, 2019, 362: 436–450.
- [ 17 ] 蔡茜茜, 袁勇, 胡佩, 等. 腐殖质电化学特性及其介导的胞外电子传递研究进展 [ J ]. *应用与环境生物学报*, 2015, 21 ( 6 ): 996–1002. [ CAI Xi-xi, YUAN Yong, HU Pei, *et al.* Progress in Study of Humic Substances: Electrochemical Redox Characterization Progress in Study of Humic Substances: Electrochemical Redox Characterization and Extracellular Respiration [ J ]. *Chinese Journal of Applied and Environmental Biology*, 2015, 21 ( 6 ): 996–1002. ]
- [ 18 ] DAVIES G, FATAFTAH A, CHERKASSKIY A, *et al.* Tight Metal Binding by Humic Acids and Its Role in Biomineralization [ J ]. *Journal of the Chemical Society, Dalton Transactions*, 1997 ( 21 ): 4047–4060.
- [ 19 ] LI Z M, SHEA P J, COMFORT S D. Fenton Oxidation of 2, 4, 6-trinitrotoluene in Contaminated Soil Slurries [ J ]. *Environmental Engineering Science*, 1997, 14 ( 1 ): 55–66.
- [ 20 ] KHANT R, LANGFORD C H, SKIPPEN G B. Complexation and Reduction as Factors in the Link between Metal Ion Concentrations and Organic Matter in the Indian River [ J ]. *Organic Geochemistry*, 1984, 7 ( 3/4 ): 261–266.
- [ 21 ] FAN C, TSUI L, LIAO M C. Parathion Degradation and Its Intermediate Formation by Fenton Process in Neutral Environment [ J ]. *Chemosphere*, 2011, 82 ( 2 ): 229–236.
- [ 22 ] LIPCZYNSKA-KOCHANY E, KOCHANY J. Effect of Humic Substances on the Fenton Treatment of Wastewater at Acidic and Neutral pH [ J ]. *Chemosphere*, 2008, 73 ( 5 ): 745–750.
- [ 23 ] LINDSEY M E, TARR M A. Inhibition of Hydroxyl Radical Reaction with Aromatics by Dissolved Natural Organic Matter [ J ]. *Environmental Science & Technology*, 2000, 34 ( 3 ): 444–449.
- [ 24 ] VOELKERB M, SULZBERGER B. Effects of Fulvic Acid on Fe( II ) Oxidation by Hydrogen Peroxide [ J ]. *Environmental Science & Technology*, 1996, 30 ( 4 ): 1106–1114.
- [ 25 ] WARNER R C, WEBER I. The Cupric and Ferric Citrate Complexes I [ J ]. *Journal of the American Chemical Society*, 1953, 75 ( 20 ).
- [ 26 ] FIELD T B, MCCOURT J L, MCBRYDE W A E. Composition and Stability of Iron and Copper Citrate Complexes in Aqueous Solution [ J ]. *Canadian Journal of Chemistry*, 1974, 52 ( 17 ): 3119–3124.
- [ 27 ] TIMBERLAKE C F. Iron-malate and Iron-citrate Complexes [ J ]. *Journal of the Chemical Society*, 1964: 5078–5085.
- [ 28 ] KÖNIGSBERGER L C, KÖNIGSBERGER E, MAY P M, *et al.* Complexation of Iron( III ) and Iron( II ) by Citrate. Implications for Iron Speciation in Blood Plasma [ J ]. *Journal of Inorganic Biochemistry*, 2000, 78 ( 3 ): 175–184.
- [ 29 ] LEWIS S, LYNCH A, BACHAS L, *et al.* Chelate-modified Fenton Reaction for the Degradation of Trichloroethylene in Aqueous and Two-phase Systems [ J ]. *Environmental Engineering Science*, 2009,

- 26(4):849-859.
- [30] LI Y C, BACHAS L G, BHATTACHARYYA D. Kinetics Studies of Trichlorophenol Destruction by Chelate-based Fenton Reaction[J]. *Environmental Engineering Science*, 2005, 22(6):756-771.
- [31] TROVÓ A G, NOGUEIRA R F P. Diclofenac Abatement Using Modified Solar Photo-Fenton Process with Ammonium Iron(III) Citrate[J]. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, 2011, 22(6):1033-1039.
- [32] QIN Y X, SONG F H, AI Z H, *et al.* Protocatechuic Acid Promoted Alachlor Degradation in Fe(III)/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> Fenton System[J]. *Environmental Science & Technology*, 2015, 49(13):7948-7956.
- [33] REN H J, JIN X, LI C G, *et al.* Rosmarinic Acid Enhanced Fe(III)-mediated Fenton Oxidation Removal of Organic Pollutants at near Neutral pH[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 736:139528.
- [34] HU Y, LI Y L, HE J Y, *et al.* EDTA-Fe(III) Fenton-like Oxidation for the Degradation of Malachite Green [J]. *Journal of Environmental Management*, 2018, 226:256-263.
- [35] SEIBIG S, VAN ELDIK R. Kinetics of [Fe II (Edta)] Oxidation by Molecular Oxygen Revisited. New Evidence for a Multistep Mechanism[J]. *Inorganic Chemistry*, 1997, 36(18):4115-4120.
- [36] 颜湘华, 刘星海, 王兴润, 等. 改性芬顿试剂修复农药污染土壤的工艺条件优化[J]. *环境工程技术学报*, 2020, 10(2):288-292. [YAN Xiang-hua, LIU Xing-hai, WANG Xing-run, *et al.* Condition Optimization of Pesticide Contaminated Soils Remediation by Modified Fenton Reagent[J]. *Journal of Environmental Engineering Technology*, 2020, 10(2):288-292.]
- [37] 李春娟, 马军, 余敏, 等. EDTA 催化 Fe<sup>3+</sup>/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 降解水中孔雀石绿[J]. *环境科学*, 2008, 29(5):1255-1260. [LI Chun-juan, MA Jun, YU Min, *et al.* Degradation of Malachite Green in Aqueous Solution by Fe<sup>3+</sup>/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> Catalyzed with EDTA [J]. *Environmental Science*, 2008, 29(5):1255-1260.]
- [38] DING F, CHEN H, ZHANG S D, *et al.* Effect of Chelating Agents on Reactive Green 19 Decolorization through Fe<sup>0</sup>-activated Persulfate Oxidation Process[J]. *Journal of Environmental Management*, 2017, 200:325-334.
- [39] 王明琼. EDTA 原位修饰 Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub> MNPs 表面及其活化 H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 氧化降解典型有机污染物的研究[D]. 武汉: 华中科技大学, 2012. [WANG Ming-qiong. In Situ Surface Modification of Nano-Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub> with EDTA and Its Use in H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> Activation for Removing Organic Pollutants[D]. Wuhan: Huazhong University of Science and Technology, 2012.]
- [40] PAN Y W, BU Z Y, SANG C X, *et al.* EDTA Enhanced Pre-magnetized Fe<sup>0</sup>/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> Process for Removing Sulfamethazine at Neutral pH [J]. *Separation and Purification Technology*, 2020, 250:117281.
- [41] ENGLEHARDT J D, MEEROFF D E, ECHEGOYEN L, *et al.* Oxidation of Aqueous EDTA and Associated Organics and Coprecipitation of Inorganics by Ambient Iron-mediated Aeration[J]. *Environmental Science & Technology*, 2007, 41(1):270-276.
- [42] SUN S P, ZENG X, LI C, *et al.* Enhanced Heterogeneous and Homogeneous Fenton-like Degradation of Carbamazepine by Nano-Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub>/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> with Nitrioltriacetic Acid[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2014, 244:44-49.
- [43] YE Z H, BRILLAS E, CENTELLAS F, *et al.* Expanding the Application of Photoelectro-fenton Treatment to Urban Wastewater Using the Fe(III)-EDDS Complex [J]. *Water Research*, 2020, 169:115219.
- [44] MIRALLES-CUEVAS S, OLLER I, RUÍZ-DELGADO A, *et al.* EDDS as Complexing Agent for Enhancing Solar Advanced Oxidation Processes in Natural Water: Effect of Iron Species and Different Oxidants[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2019, 372:129-136.
- [45] SCHOWANEK D, FEJTELT C J, PERKINS C M, *et al.* Biodegradation of [S,S],[R,R] and Mixed Stereoisomers of Ethylene Diamine Disuccinic Acid (EDDS), a Transition Metal Chelator[J]. *Chemosphere*, 1997, 34(11):2375-2391.
- [46] ORAMA M, HYVÖNEN H, SAARINEN H, *et al.* Complexation of [S,S] and Mixed Stereoisomers of N,N'-Ethylenediaminedisuccinic Acid (EDDS) with Fe(III), Cu(II), Zn(II) and Mn(II) Ions in Aqueous Solution[J]. *Journal of the Chemical Society, Dalton Transactions*, 2002(24):4644-4648.
- [47] SUN Y F, PIGNATELLO J J. Chemical Treatment of Pesticide Wastes. Evaluation of Iron(III) Chelates for Catalytic Hydrogen Peroxide Oxidation of 2,4-D at Circumneutral pH[J]. *Journal of Agricultural & Food Chemistry*, 1992, 40(2):322-327.
- [48] BATES W, BILLUPS C, SALTMAN P. The Kinetics and Mechanism of Iron(III) Exchange between Chelates and Transferrin: I. The Complexes of Citrate and Nitrioltriacetic Acid[J]. *Journal of Biological Chemistry*, 1967, 242(12):2810-2815.
- [49] WHITE E, KNOWLES C J. Degradation of Copper-NTA by *Mesorhizobium* sp. NCIMB 13524 [J]. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 2003, 52(3):143-150.
- [50] CANALS M, GONZALEZ-OLMOS R, COSTAS M, *et al.* Robust Iron Coordination Complexes with N-based Neutral Ligands as Efficient Fenton-like Catalysts at Neutral pH [J]. *Environmental Science & Technology*, 2013, 47(17):9918-9927.
- [51] 马莹莹, 吴跃辉, 李锦卫, 等. 镀铜废水中 Cu<sup>2+</sup>-H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 体系氧化降解硝基苯[J]. *环境工程学报*, 2016, 10(9):4775-4782. [MA Ying-ying, WU Yue-hui, LI Jin-wei, *et al.* Oxidative Degradation of Nitrobenzene Catalyzed by Cu<sup>2+</sup>-H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> System in Copper Rinse Water[J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2016, 10(9):4775-4782.]
- [52] 侯思颖, 邓一荣, 陆海建, 等. 铁活化过硫酸盐原位修复有机污染土壤研究进展[J]. *环境工程*, 2020:1-10. [HOU Si-ying, DENG Yi-rong, LU Hai-jian, *et al.* Research Progress on Iron Activated Persulfate in Situ Remediation of Organic Contaminated Soil [J]. *Environmental Engineering*, 2020:1-10.]
- [53] 高焕方, 龙飞, 曹园城, 等. 新型过硫酸盐活化技术降解有机污染物的研究进展[J]. *环境工程学报*, 2015, 9(12):5659-5664. [GAO Huan-fang, LONG Fei, CAO Yuan-cheng, *et al.* Advances in Degradation of Organic Pollutants by Novel Persulfate Activated Technology [J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2015, 9(12):5659-5664.]
- [54] QI Y M, WEI J Y, QU R J, *et al.* Mixed Oxidation of Aqueous Non-ylphenol and Triclosan by Thermally Activated Persulfate: Reaction

- Kinetics and Formation of Co-oligomerization Products [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2021, 403: 126396.
- [55] LIU J, OU C, HAN W, *et al.* Selective Removal of Nitroaromatic Compounds from Wastewater in an Integrated Zero Valent Iron (ZVI) Reduction and ZVI/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> Oxidation Process [J]. *RSC Advances*, 2015, 5(71): 57444-57452.
- [56] FURMANO S, TEEL A L, WATTS R J. Mechanism of Base Activation of Persulfate [J]. *Environmental Science & Technology*, 2010, 44(16): 6423-6428.
- [57] LIN Y C, CHANG F T. Optimizing Operating Parameters of a Honeycomb Zeolite Rotor Concentrator for Processing TFT-LCD Volatile Organic Compounds with Competitive Adsorption Characteristics [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2009, 164(2/3): 517-526.
- [58] TEELA L, CUTLER L M, WATTS R J. Effect of Sorption on Contaminant Oxidation in Activated Persulfate Systems [J]. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 2009, 44(11): 1098-1103.
- [59] LEI Y, ZHANG H, WANG J W, *et al.* Rapid and Continuous Oxidation of Organic Contaminants with Ascorbic Acid and a Modified Ferric/Persulfate System [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2015, 270: 73-79.
- [60] 邹景. 羟胺对 Fe<sup>2+</sup>/过硫酸盐体系的强化效能与机理研究 [D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2016.
- [61] 顾雍, 孙贤波, 刘勇弟. 盐酸羟胺和酒石酸强化 Fe<sup>2+</sup>/Na<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>8</sub> 体系降解双酚 A [J]. *环境工程学报*, 2018, 12(10): 2732-2740. [GU Yong, SUN Xian-bo, LIU Yong-di. Enhancement on Bisphenol A (BPA) Degradation in Fe<sup>2+</sup>/Na<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>8</sub> System with Hydroxylamine and Tartaric Acid [J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2018, 12(10): 2732-2740.]
- [62] MINISCI F, CITTERIO A, GIORDANO C. Electron-transfer Processes: Peroxydisulfate, a Useful and Versatile Reagent in Organic Chemistry [J]. *Accounts of Chemical Research*, 1983, 16(1): 27-32.
- [63] LIANG C J, LIANG C P, CHEN C C. pH Dependence of Persulfate Activation by EDTA/Fe(III) for Degradation of Trichloroethylene [J]. *Journal of Contaminant Hydrology*, 2009, 106(3/4): 173-182.
- [64] HE D, GUAN X H, MA J, *et al.* Influence of Different Nominal Molecular Weight Fractions of Humic Acids on Phenol Oxidation by Permanganate [J]. *Environmental Science & Technology*, 2009, 43(21): 8332-8337.
- [65] HE D, GUAN X H, MA J, *et al.* Influence of Humic Acids of Different Origins on Oxidation of Phenol and Chlorophenols by Permanganate [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2010, 182(1/2/3): 681-688.
- [66] YANY E, SCHWARTZ F W. Oxidative Degradation and Kinetics of Chlorinated Ethylenes by Potassium Permanganate [J]. *Journal of Contaminant Hydrology*, 1999, 37(3/4): 343-365.
- [67] ŠMEJKALOVÁ D, SPACCINI R, FONTAINE B, *et al.* Binding of Phenol and Differently Halogenated Phenols to Dissolved Humic Matter as Measured by NMR Spectroscopy [J]. *Environmental Science & Technology*, 2009, 43(14): 5377-5382.
- [68] 庞素艳, 江进, 马军, 等. 络合剂强化 KMnO<sub>4</sub> 氧化降解酚类化合物的研究 [J]. *中国给水排水*, 2010, 26(17): 85-88. [PANG Suyan, JIANG Jin, MA Jun, *et al.* Ligand-enhanced Oxidation of Phenolic Compounds by Permanganate [J]. *China Water & Wastewater*, 2010, 26(17): 85-88.]
- [69] YANG J J, ZHAO J, MA J, *et al.* Simultaneous Oxidation of Phenol and Bisphenol A by Permanganate: Synergetic or Competitive Effect [J]. *Separation and Purification Technology*, 2013, 116: 271-276.
- [70] MA J, GRAHAMN J D. Degradation of Atrazine by Manganese-catalysed Ozonation: Influence of Humic Substances [J]. *Water Research*, 1999, 33(3): 785-793.
- [71] 赵雷, 马军, 刘正乾, 等. 常见有机物对催化臭氧化降解水中硝基苯的影响 [J]. *环境科学*, 2008, 29(5): 1233-1238. [ZHAO Lei, MA Jun, LIU Zheng-qian, *et al.* Effect of Organic Compounds on the Degradation of Nitrobenzene in Aqueous Solution by Catalytic Ozonation [J]. *Environmental Science*, 2008, 29(5): 1233-1238.]
- [72] ZHANG J, ZHANG Y L, SHI Y N, *et al.* Acceleration of Ozone Decomposition and ·OH Generation by Hydroxylamine [J]. *Ozone: Science & Engineering*, 2016, 38(2): 150-155.
- [73] CHEN L W, LI X C, ZHANG J, *et al.* Production of Hydroxyl Radical via the Activation of Hydrogen Peroxide by Hydroxylamine [J]. *Environmental Science & Technology*, 2015, 49(17): 10373-10379.
- [74] ZHU B Z, KALYANARAMAN B, JIANG G B. Molecular Mechanism for Metal-independent Production of Hydroxyl Radicals by Hydrogen Peroxide and Halogenated Quinones [J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2007, 104(45): 17575-17578.
- [75] FANG G D, GAO J, DIONYSIOU D D, *et al.* Activation of Persulfate by Quinones: Free Radical Reactions and Implication for the Degradation of PCBs [J]. *Environmental Science & Technology*, 2013, 47(9): 4605-4611.
- [76] 朱维晃, 杨瑞, 王宏伟. 蒽醌活化过硫酸盐降解罗丹明 B [J]. *环境化学*, 2015, 34(10): 1948-1954. [ZHU Wei-huang, YANG Rui, WANG Hong-wei. Degradation of Rhodamine B by Quinone-activated Persulfate Process [J]. *Environmental Chemistry*, 2015, 34(10): 1948-1954.]
- [77] KANG S H, CHOI W. Oxidative Degradation of Organic Compounds Using Zero-valent Iron in the Presence of Natural Organic Matter Serving as an Electron Shuttle [J]. *Environmental Science & Technology*, 2009, 43(3): 878-883.
- [78] LENG Y Q, GUO W L, SHI X, *et al.* Polyhydroquinone-coated Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub> Nanocatalyst for Degradation of Rhodamine B Based on Sulfate Radicals [J]. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 2013, 52(38): 13607-13612.
- [79] HOU X J, ZHAN G M, HUANG X P, *et al.* Persulfate Activation Induced by Ascorbic Acid for Efficient Organic Pollutants Oxidation [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2020, 382: 122355.
- [80] CAO M H, HOU Y Z, ZHANG E, *et al.* Ascorbic Acid Induced Activation of Persulfate for Pentachlorophenol Degradation [J]. *Chemosphere*, 2019, 229: 200-205.

- [81] AHMAD M, TEELA L, WATTS R J. Mechanism of Persulfate Activation by Phenols [J]. *Environmental Science & Technology*, 2013, 47(11): 5864–5871.
- [82] LIN Y T, CHIU Y T, CIOU C, *et al.* Natural Organic Activator Quercetin for Persulfate Oxidative Degradation of Halogenated Hydrocarbons [J]. *Environmental Science; Water Research & Technology*, 2019, 5(6): 1064–1071.
- [83] ELLOY F C, TEEL A L, WATTS R J. Activation of Persulfate by Surfactants under Acidic and Basic Conditions [J]. *Groundwater Monitoring & Remediation*, 2014, 34(4): 51–59.
- [84] CHANG Z, YANG D H, XU J, *et al.* Flexible Metal-organic Frameworks; Recent Advances and Potential Applications [J]. *Advanced Materials*, 2015, 27(36): 5432–5441.
- [85] DECOSTEJ B, PETERSON G W. Metal-organic Frameworks for Air Purification of Toxic Chemicals [J]. *Chemical Reviews*, 2014, 114(11): 5695–5727.
- [86] ZHU L N, MENG L J, SHI J Q, *et al.* Metal-organic Frameworks/Carbon-based Materials for Environmental Remediation; A State-of-the-art Mini-review [J]. *Journal of Environmental Management*, 2019, 232: 964–977.
- [87] CHENG M, LAI C, LIU Y, *et al.* Metal-organic Frameworks for Highly Efficient Heterogeneous Fenton-like Catalysis [J]. *Coordination Chemistry Reviews*, 2018, 368: 80–92.
- [88] TOYAO T, SAITO M, DOHSHI S, *et al.* Development of a Ru Complex-incorporated MOF Photocatalyst for Hydrogen Production under Visible-light Irradiation [J]. *Chemical Communications (Cambridge, England)*, 2014, 50(51): 6779–6781.
- [89] 张子昱, 胡德皓, 孙亮, 等. 金属骨架材料 (MOFs) 在异相芬顿反应中催化去除有机污染物的应用进展 [J]. *应用化工*, 2020, 49(3): 724–728. [ZHANG Zi-yu, HU De-hao, SUN Liang, *et al.* Applicability Study on the Degradation of Organic Pollutants via the Heterogeneous Fenton Advanced Oxidation Process Using Metal-organic Frameworks [J]. *Applied Chemical Industry*, 2020, 49(3): 724–728.]
- [90] CHENG M M, MA W H, CHEN C C, *et al.* Photocatalytic Degradation of Organic Pollutants Catalyzed by Layered Iron (II) Bipyridine Complex-clay Hybrid under Visible Irradiation [J]. *Applied Catalysis B; Environmental*, 2006, 65(3/4): 217–226.
- [91] HAN Z B, GUO J, LI W. Fe(bpy)<sub>3</sub> 2+ Supported on Amidoximated PAN Fiber as Effective Catalyst for the Photodegradation of Organic Dye under Visible Light Irradiation [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2013, 228: 36–44.
- [92] AI L H, ZHANG C H, LI L L, *et al.* Iron Terephthalate Metal-organic Framework: Revealing the Effective Activation of Hydrogen Peroxide for the Degradation of Organic Dye under Visible Light Irradiation [J]. *Applied Catalysis B; Environmental*, 2014, 148/149: 191–200.
- [93] GAO C, CHEN S, QUAN X, *et al.* Enhanced Fenton-like Catalysis by Iron-based Metal Organic Frameworks for Degradation of Organic Pollutants [J]. *Journal of Catalysis*, 2017, 356: 125–132.
- [94] LÜ H, ZHAO H Y, CAO T C, *et al.* Efficient Degradation of High Concentration Azo-dye Wastewater by Heterogeneous Fenton Process with Iron-based Metal-organic Framework [J]. *Journal of Molecular Catalysis A; Chemical*, 2015, 400: 81–89.
- [95] CHOI K, LEE W. Enhanced Degradation of Trichloroethylene in Nano-scale Zero-valent Iron Fenton System with Cu (II) [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2012, 211/212: 146–153.
- [96] LYU L, ZHANG L L, HU C. Enhanced Fenton-like Degradation of Pharmaceuticals over Framework Copper Species in Copper-doped Mesoporous Silica Microspheres [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2015, 274: 298–306.
- [97] RACLES C, ZALTAROV M F, IACOB M, *et al.* Siloxane-based Metal-organic Frameworks with Remarkable Catalytic Activity in Mild Environmental Photodegradation of Azo Dyes [J]. *Applied Catalysis B; Environmental*, 2017, 205: 78–92.
- [98] PARIYAR A, YAGHOOBNEJAD ASL H, CHOUDHURY A. Tetragonal Versus Hexagonal; Structure-dependent Catalytic Activity of Co/Zn Bimetallic Metal-organic Frameworks [J]. *Inorganic Chemistry*, 2016, 55(18): 9250–9257.
- [99] LI X N, LIU J Y, RYKOV A I, *et al.* Excellent Photo-fenton Catalysts of Fe-Co Prussian Blue Analogues and Their Reaction Mechanism Study [J]. *Applied Catalysis B; Environmental*, 2015, 179: 196–205.
- [100] 梁贺, 刘锐平, 安晓强, 等. 铁铜双金属有机骨架 MIL-101 (Fe, Cu) 活化双氧水降解染料性能 [J]. *环境科学*, 2020, 41(10): 4607–4614. [LIANG He, LIU Rui-ping, AN Xiao-qiang, *et al.* Activating Efficiency of Iron-copper Bimetallic Organic Framework MIL-101 (Fe, Cu) toward H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> for Degradation of Dyes [J]. *Environmental Science*, 2020, 41(10): 4607–4614.]

作者简介: 杨浩(1996—), 男, 江苏如皋人, 主要研究方向为化学氧化技术。E-mail: yhhhu588@163.com

(责任编辑: 王昌群)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2020.0429

陆永权, 冼宇阳, 刘桂林. 基于 1998—2017 年夜间灯光数据的粤港澳大湾区核心区城市建成区时空动态研究[J]. 生态与农村环境学报, 2021, 37 (9): 1147-1157.

LU Yong-quan, XIAN Yu-yang, LIU Gui-lin. Spatial and Temporal Dynamics of Urban Build-up Area in the Core Area of Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area Based on Nighttime Lighting Data During 1998—2017[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2021, 37(9): 1147-1157.

## 基于 1998—2017 年夜间灯光数据的粤港澳大湾区核心区城市建成区时空动态研究

陆永权<sup>1</sup>, 冼宇阳<sup>1</sup>, 刘桂林<sup>1,2</sup> (1. 华南师范大学地理科学学院, 广东 广州 510631; 2. 华南师范大学地理科学学院广东省智慧国土工程技术研究中心, 广东 广州 510631)

**摘要:** 随着城市化进程的推进,城市扩张加剧了人地关系的矛盾,调整和优化城市空间格局成为城市发展的重要举措。基于 DMSP-OLS 和 NPP-VIIRS 夜间灯光数据,利用 GIS 空间分析方法和城市扩张指标,揭示了粤港澳大湾区核心区城市建成区 1998—2017 年间的时空变化过程,并定量分析了其驱动机制。结果表明:研究区城市建成区面积总体呈现上升趋势,但扩展速度呈现明显的下降趋势。整体上,粤港澳大湾区核心区城市建成区的紧凑度随时间推移而降低,分形维数虽处于波动状态,却基本保持不变。1998—2017 年间,粤港澳大湾区核心区城市建成区扩张在空间分布上呈“西北—东南”方向,重心逐渐向西北移动。此外,城市扩展模式呈现“扩散—凝聚—扩散”的波动状况。自然因素和社会经济因素均与城市建成区的扩展具有明显的相关关系,并且在不同时期其影响程度也存在差异。

**关键词:** 城市建成区; 空间格局; 扩展模式; 夜间灯光数据; 粤港澳大湾区核心区

**中图分类号:** TP75; X22 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2021)09-1147-11

**Spatial and Temporal Dynamics of Urban Build-up Area in the Core Area of Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area Based on Nighttime Lighting Data During 1998—2017.** LU Yong-quan<sup>1</sup>, XIAN Yu-yang<sup>1</sup>, LIU Gui-lin<sup>1,2</sup> (1. School of Geography, South China Normal University, Guangzhou 510631, China; 2. Guangdong Provincial Center for Smart Land Research, School of Geography, South China Normal University, Guangzhou 510631, China)

**Abstract:** With the progress of urbanization, urban expansion has exacerbated the contradiction between human beings and natural ecosystems. Thus, optimizing the urban spatial pattern has become an important measure for the sustainable urban development. Based on DMSP-OLS and NPP-VIIRS nighttime lighting data, the urban built-up areas of the core area of Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area (GBA) from 1998 to 2017 were extracted. Then the GIS spatial analysis methods and a series of urban expansion indicators were employed to reveal the spatial and temporal changes of built-up areas of the core area of GBA and their driving mechanisms were quantitatively analyzed. The results show that urban built-up areas in the core area of GBA generally showed an upward trend while the rate of expansion showed a significant downward trend. Overall, the closeness of the urban built-up area in the core area of GBA decreased with time and the fractal dimension basically remained unchanged despite the fluctuations. During 1998—2017, the expansion of the urban built-up area in the core area of GBA spatially showed a "northwest-southeast" direction. Meanwhile, the center gradually moved towards the northwest. In addition, the urban expansion pattern presented a diffusion-condensation-diffusion oscillation. Physical factors and socio-economic factors had obvious correlation with the expansion of urban built-up areas while their influences varied within different periods.

**Key words:** urban built-up area; spatial pattern; expansion pattern; nighttime lighting data; the core area of Guangdong-

收稿日期: 2020-06-04

基金项目: 广东省科技计划(2018B020207002); 国家自然科学基金(41901349); 华南师范大学青年拔尖人才启动基金(8S0472); 广东省普通高校青年创新人才类项目(2018KQNCX054); 2019—2020 年度华南师范大学课外科研一般项目(19DKGB04)

① 通信作者 E-mail: liuguilin@m.scnu.edu.cn

## Hong Kong-Macao Greater Bay Area

城市是按照某一生产生活方式将某一区域组织起来所形成的居民点,它是该区域的经济、政治和文化中心<sup>[1]</sup>。城市的核心区域,即城市建成区,是指行政区内实际开发建设的集中连片地区,其反映着城市发展的综合实力,是判断城市发展规模和发展水平的重要依据<sup>[2]</sup>。自 20 世纪 70 年代以来,随着社会经济的飞速发展,城市扩张也日益加剧<sup>[3]</sup>。它主要体现在将远离市中心的农村土地转换为城市用地<sup>[4]</sup>和以城市核心区域为中心向外扩展<sup>[5]</sup>的两种扩张方式上。

快速提取城市内部用地格局是城市化时空变化研究的重要环节<sup>[6]</sup>。传统的光学<sup>[7]</sup>或微波遥感影像<sup>[8]</sup>通常从土地覆盖角度提取建设用地或城市不透水面,进而提取城市建成区。但城市建成区作为人口及商业活动的聚集地,单纯利用不透水面很难反映建成区的社会与经济活跃程度。然而,夜间灯光数据记录了城市经济与社会活动产生的夜间灯光亮度,其辐射亮度值即灯光亮度值可以反映城市化水平<sup>[9]</sup>,且与 GDP<sup>[10]</sup>、人口<sup>[11]</sup>有着紧密关系。灯光强度越大,表示该地区人类活动越剧烈,因此利用夜间灯光数据可以更好地从人类活动视角识别城市建成区,并且夜间灯光数据在提取城市建成区方面也更加符合其内涵<sup>[12]</sup>。诸多研究也利用 DMSP/OLS 或 NPP/VIIRS 夜间灯光数据提取了中国中部<sup>[13]</sup>和北部地区<sup>[14]</sup>的城市建成区,但针对东南沿海特别是粤港澳大湾区核心区等地区的研究相对较少。此外,诸多研究还研究了经济<sup>[15]</sup>、人口<sup>[16]</sup>和政策<sup>[17]</sup>等因素对建成区扩展的影响。

粤港澳大湾区城市群作为世界级城市群之一,其发展规模一直处于国内较高水平<sup>[7]</sup>。但区域内发展并不协调,城市的发展主要集中于珠江口沿岸地区,2017 年珠江口沿岸地区城市建成区面积占粤港澳大湾区建成区总面积的 86%,GDP 占比更是高达 88%,其已经成为粤港澳大湾区的核心区域。虽然粤港澳大湾区核心区城市发展规模与水平较高,但依旧存在诸多问题:香港和澳门城市化程度较高,但城市扩张空间较少且后备土地严重不足;珠江口东西岸地区差异逐渐增大。因此,该研究基于 1998—2017 年夜间灯光数据提取粤港澳大湾区核心区城市建成区,利用 GIS 空间分析方法揭示城市建成区的空间格局演变,并阐述城市建成区与自然、经济和政策等因素的耦合关系,为区域城市群的可持续发展提供科学依据。

## 1 数据与研究方法

### 1.1 研究区概况

粤港澳大湾区核心区(112°23′~114°37′ N,21°50′~23°56′ E)位于中国南部沿海地区,由广州、深圳、东莞、中山、珠海和佛山 6 个地级市以及香港、澳门 2 个特别行政区组成(图 1)。

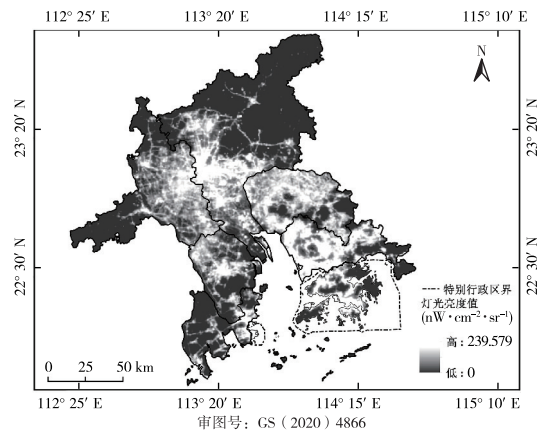


图 1 2017 年粤港澳大湾区核心区夜间灯光强度

Fig. 1 Map of nighttime lighting intensity of core area of GBA in 2017

粤港澳大湾区核心区城市群位于河口三角洲,地势平坦,河流密布。该区地处亚热带季风气候区,夏季高温多雨,冬季温暖湿润。2017 年地区生产总值已超 6.7 万亿人民币,城镇化水平超过 85%<sup>[18]</sup>。同时,参考《粤港澳大湾区发展规划纲要》中对于城市群空间格局的划分,将粤港澳大湾区核心区划分为广州-佛山、香港-深圳、澳门-珠海 3 大核心区,其中,广州、深圳、香港和澳门为中心城市,中山和东莞分别作为西岸和东岸的重要节点城市。

### 1.2 数据与来源

1998—2017 年粤港澳大湾区核心区逐年 DMSP/OLS 和 NPP-VIIRS 数据来源于美国国家海洋和大气管理局(National Oceanic and Atmospheric Administration, NOAA)。DMSP/OLS 数据集由 F14 (1998—2003 年)、F15 (2000—2007 年)、F16 (2004—2009 年)和 F18 (2010—2013 年)4 个不同的 DMSP 卫星组成的共 15 年 25 幅影像。NPP-VIIRS 数据集则包括 2013—2017 年月度 and 年度合成数据,其中,2013、2014 和 2017 年的年度合成数据为原始数据,2015 和 2016 年的年度合成数据为官方校正数据。

从各地区的统计年鉴及《中国城市年鉴》《城市建设统计年鉴》《广东统计年鉴》获取1998—2017年地区生产总值、建成区面积和城镇人口数(缺少香港和澳门数据)等统计数据。同时,行政边界矢量数据和SRTM/DEM数据来自于中国科学院资源环境科学数据中心。

### 1.3 研究方法

#### 1.3.1 夜间灯光数据校正及建成区提取

由于DMSP-OLS数据存在明显的过饱和情况,根据曹子阳等<sup>[19]</sup>提出的一种不变目标区域法的相互校正方式,对饱和校正与影像间的连续性进行校正。结合何春阳等<sup>[20]</sup>提出的理论,去除同一传感器获取不同年度数据的波动影响,得到校正后的数据。根据周翼等<sup>[21]</sup>提出的负值消除方法,利用月度合成数据去除年度合成数据中的负值。但去除负值后的数据依然存在光源不稳定等一系列问题,因此以2015和2016年官方校正后的年度合成数据为基础进行相对校正,以获得较为准确的NPP-VIIRS数据。

由于DMSP-OLS和NPP-VIIRS数据来源于不同卫星,其空间分辨率和辐射分辨率都存在较大问题,因此需要进行数据的相互整合。将两种数据均转换为兰伯特等面积投影和WGS-84地理坐标,并将两种数据的空间分辨率均重采样为1 km。利用相关性分析方法<sup>[22]</sup>建立2013年两种影像的相关性曲线,利用相关性曲线对2013—2017年NPP-VIIRS数据进行重新拟合,获得较为连续的时间序列数据集。

最后,利用基于统计数据的空间比较方法<sup>[23]</sup>,取灯光值的中位数( $D_z$ )作为阈值进行提取,提取后的面积与实际统计面积( $D_s$ )进行比较,通过不断的调整阈值( $D_y$ )并最终使得 $|(D_y - D_s)|$ 最小,此时 $D_y$ 则为最佳阈值,基于此提取的城市建成区面积则相对准确。

#### 1.3.2 城市群建成区扩展时空分布特征

城市扩展速度可用于描述城市某时段内新增面积占已有面积的百分比,该数值越大,表示其扩展速度越快<sup>[24]</sup>。而空间扩展强度指数则是某时段内城市扩展面积占总面积的百分比,可以从城市整体出发分析城市的扩展规律<sup>[25]</sup>。城市扩展速度和空间扩展强度指数计算公式为

$$S_{UE,ij} = \Delta K_{ij} / (\Delta T_j \times A_{UL,ij}) \times 100\%, \quad (1)$$

$$I_{SES,ij} = \Delta K_{ij} / (\Delta T_j \times A_{TL,i}) \times 100\%. \quad (2)$$

式(1)~(2)中, $S_{UE,ij}$ 为城市扩展速度; $I_{SES,ij}$ 为空间扩展强度指数; $\Delta K_{ij}$ 为j时间内第i个研究单位(如

某格网)建成区的扩展面积,km<sup>2</sup>;  $\Delta T_j$ 为j时段的时间跨度,a; $A_{UL,ij}$ 为j时间初期第i个研究单位(如某格网)建成区面积,km<sup>2</sup>; $A_{TL,i}$ 为第i个研究单位的土地总面积,km<sup>2</sup>。

同时,利用标准差椭圆的变化和中心的移动,分析建成区扩展在空间上的位置与集中程度。其中,椭圆中心为空间分布的平均中心,可以反映城市建成区扩张重心的相对位置;X方向和Y方向上的标准差可以表示椭圆的长轴和短轴,用于表征城市建成区在两个方向上扩展情况的离散程度;椭圆方向角可反映城市建成区扩张的主趋势方向;椭圆面积表示城市建成区在空间分布的集中或分散程度<sup>[26]</sup>。

#### 1.3.3 紧凑度与分形维数

紧凑度指数( $J_t$ )可以反映城市建成区斑块的离散程度,紧凑度越小,其离散程度越大<sup>[27]</sup>,计算公式为

$$J_t = \frac{2\sqrt{\pi A_t}}{P_t} \quad (3)$$

式(3)中, $J_t$ 为紧凑度指数; $A_t$ 为第t时间内的城市面积,km<sup>2</sup>; $P_t$ 为第t时间内的城市周长,km。

城市土地分形维数( $S_t$ )用于描述城市边界的形状复杂度,可以反映土地利用的变化和土地利用受干扰的程度,其计算公式为

$$S_t = \frac{2\ln(P_t/4)}{\ln A_t} \quad (4)$$

式(4)中, $S_t$ 为t时间内城市建成区斑块的的分形维数; $A_t$ 为第t时间内的城市面积,km<sup>2</sup>; $P_t$ 为第t时间内的城市周长,km。 $S_t$ 理论范围为1~2,当 $S_t < 1.5$ 时,城市边界较为简单;当 $S_t = 1.5$ 时,城市边界处于随机运动状态;当 $S_t > 1.5$ 时,城市边界较为复杂<sup>[28]</sup>。

#### 1.3.4 城市扩展模式分析

LIU等<sup>[29]</sup>提出的景观扩展指数(LEI)可用于量化多个时间段内的土地利用动态,识别某个景观的扩展类型及其分布模式。不同LEI值对应不同的城市扩展模式。当LEI为0时,表示城市扩展模式为跳跃式扩展;当LEI取值范围为>0~50时,其城市扩展模式为边缘式扩展;当LEI取值范围为>50~100时,其城市扩展模式为填充式扩展。根据LEI的变化,可以了解粤港澳大湾区核心区城市建成区扩展模式的变化。

#### 1.3.5 驱动力分析

城市建成区扩张受到自然条件、经济水平、城

镇人口、区位和政策等多种因素相互作用的影响。因此,选取地区生产总值(F1,亿元)、城镇人口(F2,万人)、固定资产投资(F3,亿元)、第三产业与第二产业产值之比(F4)、平均海拔(F5)和平均坡度(F6)6个驱动因子进行回归分析,探究自然、经济和人口等因素对于建成区扩展的影响。由于香港和澳门的统计指标与内地存在较大偏差,因此,在驱动因子的分析中不涉及港澳地区。此外,还结合政策和区位等因素更加全面地探究建成区扩张的驱动机制(涉及港澳地区)。

为了准确表达驱动因子影响程度的时空变化,选用时空地理加权回归模型(GTWR)。改进的时空地理加权回归模型在地理加权回归模型(GWR)空间维度的基础上,增加了时间维度,在进行模型分析时,会将空间数据和时间数据结合以构建时空权重矩阵;因此,其能从时间和空间两个方面分析参数的变异情况,从而更为准确地了解其时空异质性<sup>[30]</sup>。利用建成区面积与统计指标数据,建立时空地理加权回归模型,分析得到驱动因子影响参数,参数值越高,表示影响程度越大。最后,展示了2000、2008、2013和2017年各个地区驱动因子的影响效果,以参数值极差的20%为间隔将影响程度划分为5类,颜色越深,表示驱动强度越高。

## 2 结果与分析

### 2.1 城市建成区提取结果分析

根据提取获得的建成区面积,结合统计数据,采用相对误差方法对提取结果(图2)进行分析。

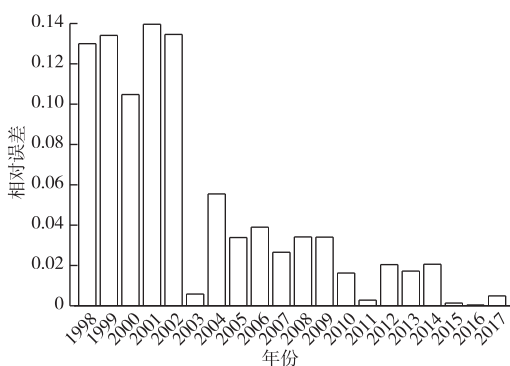


图 2 1998—2017 年研究区建成区面积提取值相对误差

Fig. 2 Relative errors of the built-up area over the years

图 2 显示,相对误差均在 0.14 以下,误差较大时段集中在 1998—2002 年;后期的误差均较低,平均相对误差约为 0.03。然而,利用统计数据进行精度验证,无法准确地验证建成区的空间信息。因

此,利用 2017 年 Google Earth 影像对提取的建成区空间信息进行验证。图 3 展示了部分城市的检验结果,总体而言误差较低。因此,该研究提取的城市建成区具有较好精度和代表性,能够满足后续研究的需要。

### 2.2 1998—2017 年城市建成区时空动态分析

1998—2017 年间,粤港澳大湾区核心区城市建成区呈现快速增长态势,建成区面积由 1998 年的 664 km<sup>2</sup> 增长到 2017 年的 3 949 km<sup>2</sup>,增长 494.73%。20 年间建成区年均增长率达到 9.8%,但增速不断放缓,1998—2008 年间平均增长速度为 16.7%,2009—2017 年间平均增长速度降为 2.2%。其中,广州-佛山、香港-深圳两大核心区的建成区扩张较为明显,其建成区面积分别增加 1 254 和 906 km<sup>2</sup>,但核心区内部仍有较大差异。在广州-佛山核心区,以广州建成区的扩展为主,佛山建成区的扩展较少,但是两市交界区域逐步纳入两市建成区范围之中,建成区的扩展推动着基础设施的建设,加速了广佛同城化的发展,也加强了广州作为中心城市地位。而在香港-深圳核心区,深圳建成区的扩展占据主导,但随着两地建成区慢慢接壤,两地的联系也在日益加深。而澳门-珠海核心区的建成区扩展相对缓慢,珠海在其中占据主导地位,澳门由于地理位置条件,难以大规模扩展。但珠海的建成区扩展主要与澳门建成区接壤,因此两地的联系也在逐渐增强。东莞作为连接广州-佛山和香港-深圳两大核心区的节点城市,其建成区的扩展较为明显,扩展规模也与深圳相当。东莞建成区也与深圳和广州逐渐相接,架起了沟通两大核心区的桥梁,使得东岸城市间的联系逐渐加深。而西岸节点城市中山城市建成区的扩展相对缓慢,与佛山、珠海两个城市相当,而且建成区相对独立,没有与佛山、珠海两市接壤,因此节点城市的作用相对有限。而从东西两岸的角度出发,可以明显看出东岸建成区扩展更为明显,而西岸建成区发展则较为缓慢,东西两岸的差异也在日益增加(图 4)。

### 2.3 粤港澳大湾区核心区城市建成区扩展的时间变化特征

由图 5 可知,粤港澳大湾区核心区城市建成区的扩展速度总体上呈现波动下降趋势,1999 年扩展速度为 45.93%,而后开始逐步放缓;到 2017 年,扩展速度下降到 2.31%。而从空间扩展强度指数可以看出,其变化趋势与扩展速度的变化趋势相同,但在 1998—2003 年间呈现明显波动,在 2003 年达到最高,为 2.21%,此后呈波动下降,到 2017 年已经

降低到0.34%, 降幅较为明显。2010年以后, 建成区扩展速度保持在1.5%~4.2%, 说明粤港澳大湾区

核心区的城市建成区已经趋于稳定, 扩展速度较低, 建成区发展由外部扩张向内部更新调整转变。

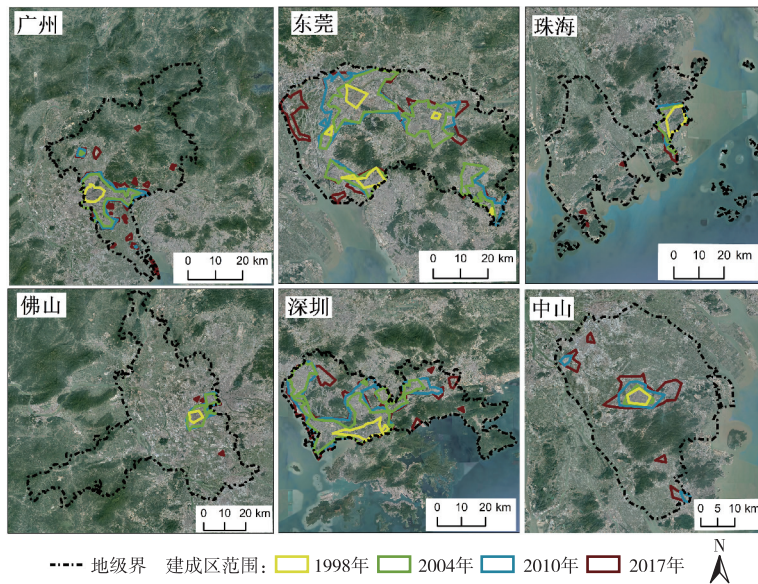


图3 主要城市建成区空间位置检验

Fig. 3 Inspection of the spatial position of major urban built-up areas

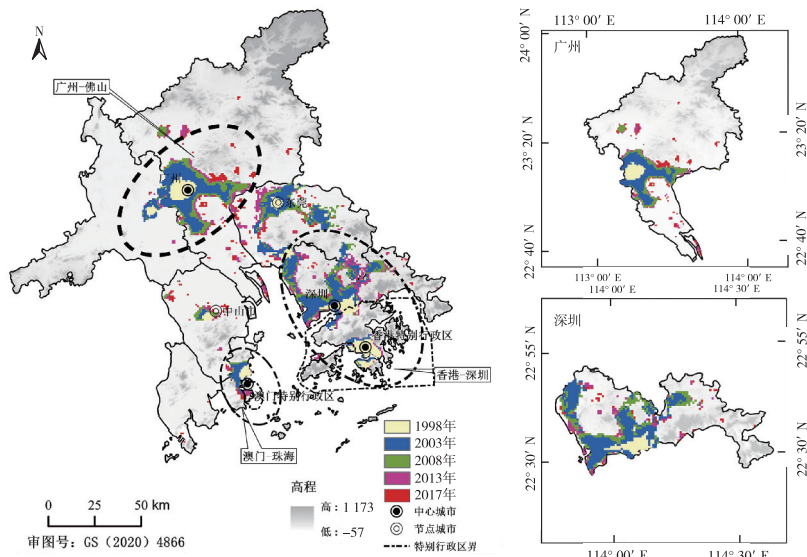


图4 1998—2017年粤港澳大湾区核心区城市建成区扩张时空分布

Fig. 4 Spatio-temporal distribution of the expansion of urban built-up areas in the core area of GBA from 1998 to 2017

由图6可知, 粤港澳大湾区核心区城市建成区的紧凑度总体上随着时间的推移而降低, 从1998年的0.21下降到2017年的0.1, 这说明粤港澳大湾区核心区的城市建成区是零散的, 城市的致密性较差。城市建成区分形维数呈现较为明显的波动, 1998—2003年间, 分形维数总体呈现上升趋势, 但2004—2009年间, 整体又呈现波动下降趋势, 而2010年以后又再次上升, 但总体波动范围保持在

0.07左右, 波动范围较小, 说明粤港澳大湾区核心区城市建成区的形状较为简单, 总体趋于稳定状态。

#### 2.4 粤港澳大湾区核心区城市建成区扩展的空间演变特征

在1998—2017年期间, 建成区重心主要是从南往西北方向移动, 从1998年的113.762 E、22.672 N位置移动到2017年的113.685 E、22.844 N位置(图7)。1998年, 粤港澳大湾区核心区城市建成区

扩张重心位于珠江入海口;而 1998 以后,城市建成区扩张重心转移到东莞市虎门镇,此后一直保持向西北移动,但未离开虎门镇。1998—2017 年,重心向北转移 20.67 km,平均每年向北移动 1.09 km,其中 1998—2003 年间转移速度很快,以  $3.29 \text{ km} \cdot \text{a}^{-1}$  的速度向西北移动,但在 2003—2017 年间,移动速度下降,以  $0.30 \text{ km} \cdot \text{a}^{-1}$  的速度向西北移动。虽然粤港澳大湾区核心区城市建成区重心逐渐往西北移动,但重心始终位于研究区的中部和东部地区,其核心城市(例如广州、深圳)建成区增长远高于其他地区。

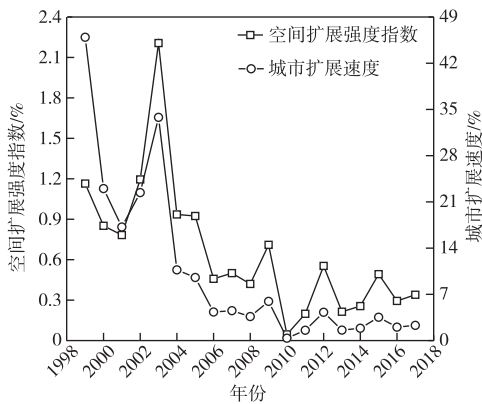


图 5 1998—2017 年粤港澳大湾区核心区城市建成区扩展速度和空间扩展强度指数

Fig. 5 Expansion speed and spatial expansion intensity index of urban built-up areas in the core area of GBA during 1998–2017

由表 1 中各个时期椭圆方向度数可知,5 个时期建成区分布方向均处于  $90^\circ \sim 180^\circ$  之间,各时期建

成区的分布趋势表现为西北—东南的空间分布格局。1998—2008 年间椭圆方向由  $130.63^\circ$  逐步向  $127.92^\circ$  变化,但在 2008 年以后椭圆方向持续增大,2017 年达到  $129.21^\circ$ 。19 年间,椭圆方向总体变化幅度较小,表明粤港澳大湾区核心区建成区的发展方向基本保持不变。1998—2017 年间,标准差椭圆的长轴呈现减少趋势,从原来的 248.57 km 降低到 202.75 km。而短轴则保持增长趋势,从 1998 年的 95.56 km 增加到 2017 年的 105.65 km。随着时间的推移,扁率越来越小,说明粤港澳大湾区核心区城市建成区扩展的方向性降低,不再集中于单一方向上。椭圆面积呈现先减少后增加趋势,即城市建成区分布呈由分散到逐渐聚拢再到逐渐分散的发展趋势。

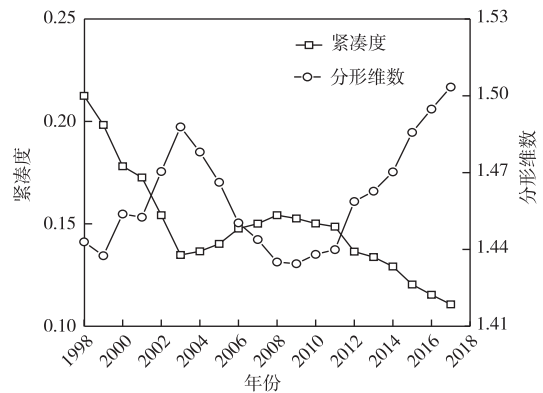


图 6 1998—2017 年粤港澳大湾区核心区城市建成区紧凑度和分形维数

Fig. 6 Compactness and fractal dimension of urban built-up areas in the core area of GBA during 1998–2017

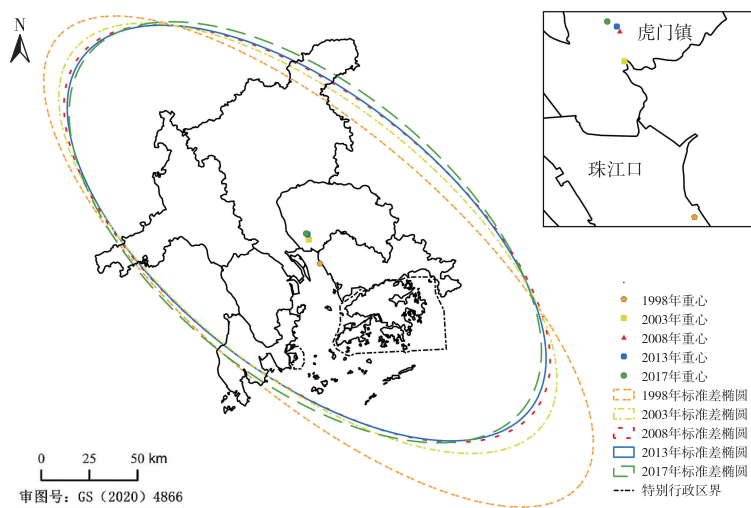


图 7 1998—2017 年粤港澳大湾区核心区城市建成区扩展的标准差椭圆

Fig. 7 Standard deviation ellipse of urban built-up areas in the core area of GBA from 1998 to 2017

表1 粤港澳大湾区核心区城市建成区标准差椭圆结果

Table 1 Standard deviation ellipse results of urban built-up areas in the core area of GBA

年份	长轴长度/ km	短轴长度/ km	椭圆周长/ km	椭圆面积/ km <sup>2</sup>	椭圆方向/ (°)	重心坐标
1998	248.57	95.56	1 135.15	74 608.79	130.63	22.672 N, 113.762 E
2003	216.97	97.51	1 023.90	66 456.36	128.67	22.809 N, 113.700 E
2008	208.58	100.38	1 000.59	65 771.32	127.92	22.836 N, 113.696 E
2013	205.81	100.68	991.38	65 090.87	128.35	22.840 N, 113.693 E
2017	202.75	105.65	993.01	67 292.15	129.21	22.844 N, 113.685 E

2.5 粤港澳大湾区核心区城市建成区扩展模式特征

利用 LEI 指数计算得到 4 个时期 3 种城市建成区扩展类型结果(表 2)。1998—2003 年间,城市建成区的扩展模式主要为边缘式扩展和跳跃式扩展,其中,边缘式扩展占比为 81%,跳跃式扩展占比为 19%。此后,城市建成区呈现以边缘式扩展为主、填充式扩展和跳跃式扩展相辅的城市扩展模式。2003—2008 年间,跳跃式扩展占比下降到 6%,而填充式扩展占比上升到 25%,边缘式扩展则成为最占优势的类型,其占比达到 69%。而在 2008—2013 年间,填充式扩展占比上升到 33%,跳跃式扩展占比提升到 17%,边缘式扩展占比则下降到 50%。而在 2013—2017 年间,边缘式扩展占比重新增加到 63%,跳跃式扩展占比持续上升达到 28%,而填充式扩展占比下降到 9%。

表 2 4 个时期 3 种城市增长类型占比

Table 2 Proportion of three types of urban growth in four periods

时期	占比/%		
	跳跃式扩展	边缘式扩展	填充式扩展
1998—2003 年	19	81	0
2003—2008 年	6	69	25
2008—2013 年	17	50	33
2013—2017 年	28	63	9

在 1998—2003 年间,城市建成区扩展类型为边缘式扩展的地区基本遍布粤港澳大湾区核心区,而扩展类型为跳跃式扩展的地区主要集中在深圳和东莞两市(图 8)。而在 2003—2008 年间,整体扩展类型呈边缘式扩展,而填充式扩展主要集中于香港-深圳核心区,城市扩展呈现集聚的空间格局。在 2008—2017 年间,粤港澳大湾区核心区城市建成区的扩展模式以边缘式扩展为主,但跳跃式扩展占比不断增加,这种现象在广州、东莞和深圳 3 市表现得尤为明显。

城市扩展理论认为,城市在扩散和合并之间进行周期性的相互振荡:在初始阶段,以城市核心区

或小型城镇为中心的扩展占主导地位(以跳跃式扩展和边缘式扩展为主);随后,破碎的城市区域开始趋向融合(以填充式扩展为主);最后,融合后的城市区域又将进入下一个循环周期<sup>[5]</sup>。该理论同样适用于研究区的城市建成区扩展,在 1998—2003 年间,城市建成区的扩展以城市中心区的边缘式扩展与新兴小城镇的跳跃式扩展为主;2003 年以后,城市建成区开始融合,该时期填充式扩展占比开始提升,而跳跃式扩展占比下降;2013 年之后,建成区扩展则步入下一个周期,再次呈现以跳跃式与边缘式为主的扩展模式。

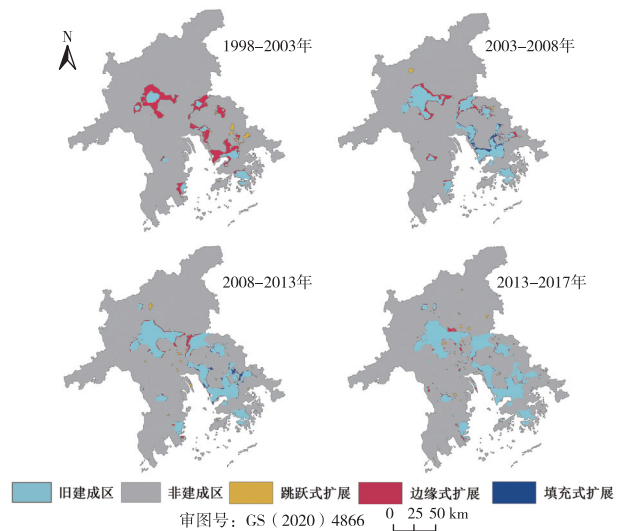


图 8 4 个时期 3 种城市建成区扩展类型的空间分布

Fig. 8 Spatial distribution of three types of growth of urban built-up areas in four periods

2.6 粤港澳大湾区核心区城市建成区扩展驱动力机制分析

2.6.1 自然、人口及经济因素的影响

GTWR 分析结果见图 9,颜色越深,表示影响程度越大,虚线填充区域为未参与驱动因子分析的区域(港澳地区)。粤港澳大湾区核心区建成区扩展受到同一驱动力影响的区域有明显的集聚效应,而且影响变化情况也存在明显的相似性(图 9)。其

中,广州-佛山核心区的建成区扩展受到 GDP(F1)、第三产业与第二产业产值比(F4)及平均海拔(F5)等自然和经济因素的影响较为强烈。而中心城市深圳与相邻的节点城市东莞则受城镇人口(F2)、固定资产投资(F3)等影响为主,珠江口西岸城市珠海、中山则受 F2、平均坡度(F6)等驱动因子影响较为强烈。2000—2008 年间,F3 的增长促进了土地利用类型的转变,这在广州、深圳和东莞表现得最为显著,其建成区的扩展速度高于佛山、中山和珠海。F2 对广州-佛山核心区的影响在逐渐降低,而对珠海、中山等珠江口西岸城市的影响逐渐增强。F4 对广州-佛山核心区以及节点城市东莞的影响在不断增强,但对其他城市的影响则逐渐减弱。F5 对各市建成区扩展的影响基本维持不变,受影响较大的地区集中在广州、佛山、东莞和珠海。而 F6 的影响效果则有较为明显的变化,这些变化集中在广州和东莞,而其他城市则基本保持稳定。

烈。而 F2 和 F3 对广州-佛山核心区的影响则在逐步下降,相反对其他地区的影响则较强。F5 对各市建成区扩展影响程度基本保持不变,但对于中心城市深圳的影响在逐渐下降。F6 对建成区扩展影响较强烈的区域主要集中在深圳和珠海,而对于广州-佛山核心区的影响则较弱。

在已有建成区的承载力已经趋向饱和的情况下,2013—2017 年间 F1 对广州、深圳、东莞和中山的影响持续降低。F2 的增长速度持续下降,使其对广州-佛山核心区的影响较弱,但对东莞、中山和深圳却依旧保持较强的影响效果。F4 对于建成区扩展的影响则存在明显的空间差异,其对广州-佛山核心区以及中山、珠海的影响强烈,但对深圳、东莞的影响则较弱,这可能与城市自身的产业结构有较大联系。随着城市建成区扩展进入新一轮循环,跳跃式扩展占比逐渐上升,扩展方向再次被重点考虑,因而海拔、坡度等自然因素又一次成为主导。但随着地形平坦的区域土地逐渐减少,建成区扩展趋向地形较为复杂的区域。F5 影响强烈的城市主要集中在广州-佛山核心区以及中山等城市,而 F6 对建成区扩展驱动强烈的城市则主要集中于东岸地区。此外,随着投资以及商业活动日益加强,F3 给建成区的扩展提供了庞大的资金支持,这些都促进了建成区的快速扩张,这种情况在东岸城市较为突出,但其对于西岸城市发展的影响则相对较低。

2.6.2 政策与区位因素的影响

随着香港、澳门的回归以及国家相关政策的出台,粤港澳大湾区核心区城市群内部的联系日益紧密,依托香港、澳门两大特别行政区,广州、深圳和东莞等城市的经济快速增长,城市建成区也持续扩展。2003 年《土地管理法》的修订以及住房制度的改革,在直接推动房地产开发的同时,也进一步促进城市建成区的扩展<sup>[31]</sup>。在 2000 年中国加入世界贸易组织后,粤港澳大湾区核心区进一步融入了全球生产、分工及贸易,快速增加的经济水平使得地方政府有更加充裕的资金来发展新兴的建成区。同时,广州和深圳率先推出城市发展战略规划<sup>[32]</sup>,明确城市的定位与未来的发展方向,也指导着建成区的发展。

2011 年推出的《环珠江口宜居湾区建设重点行动计划》<sup>[33]</sup>,将粤港澳大湾区核心区城市群纳入整体规划中,通过出台一系列旅游、交通等政策,促进城市建成区的发展与区域间的连接与协调。然而,过高的国土开发程度,促使政府出台了限制城市建成区扩展规模的政策,2013 年以后建成区的扩展明

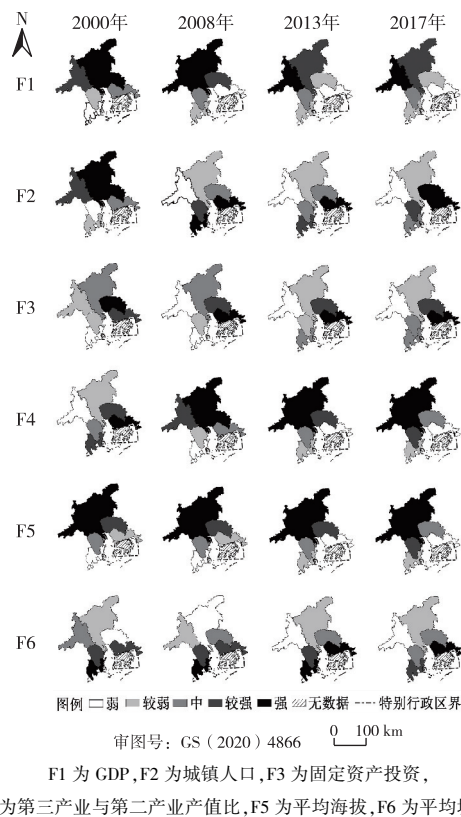


图9 粤港澳大湾区核心区城市建成区扩展驱动影响变化  
 Fig. 9 Change of driving force for the expansion of urban built-up areas in the core area of GBA

在 2008—2013 年间, F1 对于广州、深圳建成区扩展的影响在下降,相反 F4 等因素对于广州-佛山核心区以及东莞、中山等节点城市的影响则愈发强

显放缓。随着“十三五”规划的实施以及大湾区规划与建设的需要,2015年以后城市建成区的扩展速度有一定提升。《粤港澳大湾区发展规划纲要》和其他政策的提出,使得城市发展迎来了新的契机。随着城市间的融合发展,未来粤港澳大湾区核心区城市建成区仍有较大的发展空间。

### 3 讨论

#### 3.1 城市建成区未来发展的探究

自2013年以来,广州-佛山、香港-深圳和澳门-珠海3大核心区以及节点城市东莞的建成区扩展速度明显放缓,而节点城市中山的建成区已经趋于稳定,甚至出现扩展停滞。随着大湾区建设的推进,该情况在2015年出现好转,扩展速度有所上升,但广州和深圳等中心城市建成区的扩展空间已经较少。因此,广州和深圳等城市开始推进“三旧改造”“城中村改造”等城市改造工程,在不增加建成区面积的情况下,拓展城市内部发展空间,提升建成区的经济和社会价值,这也是未来发展转型的重要途径之一。此外,增加城市建成区间的联系,推动珠江口东岸城市一体化进程,今后依旧是广州-佛山与香港-深圳两大核心区城市建成区的重点发展方向。节点城市中山的建成区面积较小,仍有大片土地资源可供建成区扩展利用。此外,作为节点城市的中山没有很好地连接起广州-佛山、澳门-珠海两大核心区,未来随着其建成区的进一步向北和向南扩展,打通连接两大核心区的通道,将加速西岸城市的一体化进程。而港珠澳大桥的竣工以及深中通道的建设,使得中山有望成为沟通东岸和西岸城市的重要桥梁,在进一步加强珠江口东西两岸、港澳与内地间联系的同时,也提升了中山作为节点城市的地位,更能加快城市的转型升级。

#### 3.2 研究的优点与不足

以往研究更多关注粤港澳大湾区<sup>[34]</sup>、珠江三角洲<sup>[35]</sup>等地区城市群建成区的时空变化,对于粤港澳大湾区核心区的研究则相对较少,而核心区作为粤港澳大湾区城市群发展的关键,阐述其城市群建成区时空特征及驱动机制,有利于大湾区城市群的可持续发展与规划,这是笔者研究的新颖之处。笔者的研究成功利用夜间灯光数据提取了粤港澳大湾区核心区城市建成区,且提取精度符合研究需要,这表明相较于城市规划数据,夜间灯光数据在建成区扩展的研究中有较为明显的优势,其更能反映出真实的城市发展状况,这也与环渤海<sup>[14]</sup>、长江三角洲<sup>[13]</sup>和粤港澳大湾区<sup>[34]</sup>等多个地区的建成区扩展

研究结果较为相似。

而在城市扩展的测度方面,选取扩展速度、紧凑度和分形维数等指标全面分析其变化过程,结果表明建成区的扩展呈现由快速转入慢速、扩展强度逐渐降低的状况,分形维数则基本在很小范围内波动,这些与前人的研究结果<sup>[35]</sup>相近。扩展重心逐渐向西北移动,LEI指数呈现较为明显的波动,扩展模式存在明显变化,这些在以往针对该地区的研究中没有突出,甚至有所缺乏,笔者研究对此进行了一定补充。广州、深圳和东莞等城市扩展较为剧烈,逐渐形成以广州、深圳为中心城市,以中山、东莞为节点城市的城市群网络,且珠江口东岸和西岸的发展存在明显差异,这也与前人的研究结果<sup>[34]</sup>相似。

笔者研究选取自然、人口和经济因子,利用时空地理加权回归模型,定量分析不同城市建成区时空扩展的驱动机制,结果表明在不同时段,影响程度存在差异,但人口和经济因素的影响程度较高,与以往研究<sup>[15]</sup>有相似的结论:人口和经济因素是城市建成区扩展的主要驱动因子。大湾区核心区作为国家重点发展地区,其区位条件与政策的实施在很大程度上推动了建成区的发展,基本与前人研究结果<sup>[31]</sup>相似。因此,笔者研究可以为城市及城市群空间规划与科学决策提供数据与技术支持。

笔者研究融合了DMSP-OLS和NPP-VIIRS两种夜间灯光数据,较精准地提取了城市建成区,但两种影像本身的差异较大,仅基于相关性分析建模不能完全解决两种数据的差异。因此,有待提出一种融合两种数据的建成区提取算法。此外,建成区存在大面积的城市绿地及湿地公园等不具备夜间灯光属性的土地利用类型,因此在基于夜间灯光数据提取建成区的过程中会忽略该部分信息。今后,更多地理信息数据或多源遥感数据将被用于解决该问题。

### 4 结论

利用夜间灯光数据对粤港澳大湾区核心区城市建成区进行提取,并结合扩展速度、紧凑度指数、分形维数、标准差椭圆和LEI指数等一系列方法,对粤港澳大湾区核心区城市建成区扩展的演变进行分析,得到如下结论:

(1)1998—2017年,粤港澳大湾区核心区城市建成区呈现珠江口东岸地区较珠江口西岸地区发展更快、香港和澳门基本不扩张的状况。其中,广州、深圳和东莞的城市建成区扩张较为明显,城市之间的联系日益密切。

(2) 1998—2003 年, 建成区扩展模式以边缘式扩展为主, 但跳跃式扩展也占据较大比例。2003—2013 年间填充式扩展占比逐渐增加, 城市建成区完成了前期的扩展及建成区间的相互融合, 而 2013 年以后城市建成区的扩展模式继续以跳跃式扩展和边缘式扩展为主。总体而言, 粤港澳大湾区核心区城市建成区扩展模式基本符合波浪式城市扩展理论。

(3) 1998—2017 年间, 粤港澳大湾区核心区城市建成区的扩张速度逐步下降。2010 年以后, 建成区扩展速度保持在 1.5%~4.2% 之间, 建成区扩展已经趋于稳定。城市建成区的紧凑度随时间缓慢降低, 而分形维数则呈现先升高后降低再升高的情况。城市建成区扩展重心整体上呈现自南向北的移动轨迹, 表现为“西北—东南”的空间分布格局, 但总体扩展方向不变。

(4) 2000—2008 年间, 经济与自然因素是驱动建成区扩展的主要动力, 但随着建成区扩展模式的转变, 自然因素的影响程度在逐渐减弱, 人口和经济等社会因素逐渐成为建成区扩展的主要驱动力。区位因素主要从影响经济发展的角度间接影响建成区的扩展, 而政策则对建成区扩展起重要的指导作用。广州和深圳等城市的建成区发展将从外部扩展转向内部更新, 中山有望成为连接广州—佛山、澳门—珠海两大核心区、沟通东西两岸城市的桥梁。

**致谢:** 中国科学院资源环境科学数据中心为该研究提供了 DEM 和矢量数据, 美国国家海洋和大气管理局为该研究提供了 DMSP 和 NPP 夜间灯光数据, 两位匿名审稿专家为该文的完善提出了合理的建议, 在此一并表示感谢。

#### 参考文献:

- [1] 吴良镛. 中国城市发展的科学问题[J]. 城市发展研究, 2004, 11(1): 9-13. [WU Liang-yong. Scientific Problems on Chinese Urban Development[J]. Urban Studies, 2004, 11(1): 9-13.]
- [2] 胡忆东, 吴志华, 熊伟, 等. 城市建成区界定方法研究: 以武汉市为例[J]. 城市规划, 2008, 32(4): 88-91, 96.
- [3] SETO K C, FRAGKIAS M, GÜNERALP B, *et al.* A Meta-analysis of Global Urban Land Expansion [J]. PLoS One, 2011, 6(8): e23777.
- [4] LARSSON G. Land Readjustment: A Tool for Urban Development [J]. Habitat International, 1997, 21(2): 141-152.
- [5] DIETZEL C, OGUZ H, HEMPHILL J J, *et al.* Diffusion and Coalescence of the Houston Metropolitan Area: Evidence Supporting a New Urban Theory [J]. Environment and Planning B: Planning & Design, 2005, 32(2): 231-246.
- [6] HE C Y, SHI P J, LI J G, *et al.* Restoring Urbanization Process in China in the 1990s by Using Non-radiance-calibrated DMSP/OLS Nighttime Light Imagery and Statistical Data [J]. Chinese Science Bulletin, 2006, 51(13): 1614-1620.
- [7] 丁宇, 张雷, 曾祥坤. 粤港澳大湾区生态功能网络构建及对策 [J]. 生态与农村环境学报, 2019, 35(5): 573-581. [DING Yu, ZHANG Lei, ZENG Xiang-kun. The Construction of an Ecological Function Network and Its Application in the Greater Bay Area, China [J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2019, 35(5): 573-581.]
- [8] DELL'ACQUA F, GAMBA P. Texture-based Characterization of Urban Environments on Satellite SAR Images [J]. IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing, 2003, 41(1): 153-159.
- [9] XU T, MA T, ZHOU C H, *et al.* Characterizing Spatio-temporal Dynamics of Urbanization in China Using Time Series of DMSP/OLS Night Light Data [J]. Remote Sensing, 2014, 6(8): 7708-7731.
- [10] WU J S, WANG Z, LI W F, *et al.* Exploring Factors Affecting the Relationship between Light Consumption and GDP Based on DMSP/OLS Nighttime Satellite Imagery [J]. Remote Sensing of Environment, 2013, 134: 111-119.
- [11] MA T, ZHOU Y K, WANG Y J, *et al.* Diverse Relationships between Suomi-NPP VIIRS Night-time Light and Multi-scale Socio-economic Activity [J]. Remote Sensing Letters, 2014, 5(7): 652-661.
- [12] 陈佐旗. 基于多源夜间灯光遥感影像的多尺度城市空间形态结构分析 [D]. 上海: 华东师范大学, 2017.
- [13] LU H M, ZHANG M L, SUN W W, *et al.* Expansion Analysis of Yangtze River Delta Urban Agglomeration Using DMSP/OLS Nighttime Light Imagery for 1993 to 2012 [J]. ISPRS International Journal of Geo-information, 2018, 7(2): 52.
- [14] 范俊甫, 马廷, 周成虎, 等. 1992—2010 年基于 DMSP-OLS 图像的环渤海城市群空间格局变化分析 [J]. 地球信息科学学报, 2013, 15(2): 280-288. [FAN Jun-fu, MA Ting, ZHOU Cheng-hu, *et al.* Changes in Spatial Patterns of Urban Landscape in Bohai Rim from 1992 to 2010 Using DMSP-OLS Data [J]. Journal of Geo-information Science, 2013, 15(2): 280-288.]
- [15] 王海军, 刘艺明, 张彬, 等. 基于 Logistic-GTWR 模型的武汉城市圈城镇用地扩展驱动力分析 [J]. 农业工程学报, 2018, 34(19): 248-257. [WANG Hai-jun, LIU Yi-ming, ZHANG Bin, *et al.* Analysis of Driving Forces of Urban Land Expansion in Wuhan Metropolitan Area Based on Logistic-GTWR Model [J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2018, 34(19): 248-257.]
- [16] WU K Y, ZHANG H. Land Use Dynamics, Built-up Land Expansion Patterns, and Driving Forces Analysis of the Fast-growing Hangzhou Metropolitan Area, Eastern China (1978-2008) [J]. Applied Geography, 2012, 34: 137-145.
- [17] 马红利. 2015—2018 年西咸新区建成区扩展及其驱动力分析 [J]. 测绘与空间地理信息, 2020, 43(11): 162-165. [MA Hong-li. Analysis on the Expansion of the Built-up Area of Xixian New District and Its Driving Force from 2015 to 2018 [J]. Geomatics & Spatial Information Technology, 2020, 43(11): 162-165.]

- [18] 广东省统计局. 广东统计年鉴[M]. 北京: 中国统计出版社, 2018:99-100. [Guangdong Provincial Bureau of Statistics. Guangdong Statistical Yearbook [M]. Beijing: China Statistic Press, 2018:99-100.]
- [19] 曹子阳, 吴志峰, 匡耀求, 等. DMSP/OLS 夜间灯光影像中国区域的校正及应用[J]. 地球信息科学学报, 2015, 17(9): 1092-1102. [CAO Zi-yang, WU Zhi-feng, KUANG Yao-qiu, et al. Correction of DMSP/OLS Night-time Light Images and Its Application in China [J]. Journal of Geo-information Science, 2015, 17(9): 1092-1102.]
- [20] 何春阳, 史培军, 李景刚, 等. 基于 DMSP/OLS 夜间灯光数据和统计数据的中国大陆 20 世纪 90 年代城市化空间过程重建研究[J]. 科学通报, 2006, 51(7): 856-861.
- [21] 周翼, 陈英, 刘洋, 等. NPP-VIIRS 年度夜间灯光数据的合成方法与验证[J]. 遥感信息, 2019, 34(2): 62-68. [ZHOU Yi, CHEN Ying, LIU Yang, et al. Generation and Verification of NPP-VIIRS Annual Nighttime Light Data [J]. Remote Sensing Information, 2019, 34(2): 62-68.]
- [22] LI X, LI D R, XU H M, et al. Intercalibration between DMSP/OLS and VIIRS Night-time Light Images to Evaluate City Light Dynamics of Syria's Major Human Settlement during Syrian Civil War [J]. International Journal of Remote Sensing, 2017, 38(21): 5934-5951.
- [23] IMHOFF M L, LAWRENCE W T, STUTZER D, et al. A Technique for Using Composite DMSP/OLS "City Lights" Satellite Data to Map Urban Area [J]. Remote Sensing of Environment, 1997, 61(3): 361-370.
- [24] 张治清, 贾敦新, 邓仕虎, 等. 城市空间形态与特征的定量分析: 以重庆市主城区为例 [J]. 地球信息科学学报, 2013, 15(2): 297-306. [ZHANG Zhi-qing, JIA Dun-xin, DENG Shi-hu, et al. Quantitative Research of Urban Spatial Morphology: A Case Study of the Main Urban Zone of Chongqing [J]. Journal of Geo-information Science, 2013, 15(2): 297-306.]
- [25] 刘盛和, 吴传钧, 沈洪泉. 基于 GIS 的北京城市土地利用扩展模式 [J]. 地理学报, 2000, 55(4): 407-416. [LIU Sheng-he, WU Chuan-jun, SHEN Hong-quan. A GIS Based Model of Urban Land Use Growth in Beijing [J]. Acta Geographica Sinica, 2000, 55(4): 407-416.]
- [26] 赵璐, 赵作权. 基于特征椭圆的中国经济空间分异研究 [J]. 地理科学, 2014, 34(8): 979-986. [ZHAO Lu, ZHAO Zuo-quan. Projecting the Spatial Variation of Economic Based on the Specific Ellipses in China [J]. Scientia Geographica Sinica, 2014, 34(8): 979-986.]
- [27] BATTY M, LONGLEY P A. The Morphology of Urban Land Use [J]. Environment and Planning B: Planning and Design, 1988, 15(4): 461-488.
- [28] JIANG X, YANG S, SHEN J, et al. On Extraction and Fractal of Urban and Rural Residential Spatial Patten from Yanggong River Drainage Area in Yunnan Province [J]. Journal of Remote Sensing, 2002, 6(4): 294-299.
- [29] LIU X P, LI X, CHEN Y M, et al. A New Landscape Index for Quantifying Urban Expansion Using Multi-temporal Remotely Sensed Data [J]. Landscape Ecology, 2010, 25(5): 671-682.
- [30] WANG H J, ZHANG B, LIU Y L, et al. Urban Expansion Patterns and Their Driving Forces Based on the Center of Gravity-GTWR Model: A Case Study of the Beijing-Tianjin-Hebei Urban Agglomeration [J]. Journal of Geographical Sciences, 2020, 30(2): 297-318.
- [31] 周春山, 金万富, 史晨怡. 新时期珠江三角洲城市群发展战略的思考 [J]. 地理科学进展, 2015, 34(3): 302-312. [ZHOU Chun-shan, JIN Wan-fu, SHI Chen-yi. Development Strategy of the Pearl River Delta Urban Agglomeration under the Current Socio-economic Situation [J]. Progress in Geography, 2015, 34(3): 302-312.]
- [32] 王东, 吕传廷, 黎云, 等. 以战略规划引领城市发展模式转型 [J]. 城市规划, 2010, 34(3): 9-16. [WANG Dong, LÜ Chuan-ting, LI Yun, et al. Transition of Urban Development Mode Guided by Strategic Plan [J]. City Planning Review, 2010, 34(3): 9-16.]
- [33] 广东省城乡规划设计研究院, 广东省城市发展研究中心. 环珠江口宜居湾区建设重点行动计划 [Z]. 2011. [Guangdong Institute of Urban and Rural Planning and Design, Guangdong Urban Development Research Center. Study on the Action Plan for the Bay Area of the Pearl River Estuary [Z]. 2011.]
- [34] 卢吟咏. 粤港澳大湾区城市群建设用地演变特征与调控机制研究 [D]. 广州: 广东工业大学, 2019.
- [35] 董鹤松, 李仁杰, 李建明, 等. 基于 DMSP-OLS 与 NPP-VIIRS 整合数据的中国三大城市群城市空间扩展时空格局 [J]. 地球信息科学学报, 2020, 22(5): 1161-1174. [DONG He-song, LI Ren-jie, LI Jian-ming, et al. Study on Urban Spatiotemporal Expansion Pattern of Three First-class Urban Agglomerations in China Derived from Integrated DMSP-OLS and NPP-VIIRS Nighttime Light Data [J]. Journal of Geo-information Science, 2020, 22(5): 1161-1174.]

作者简介: 陆永权(1998—), 男, 广东广州人, 主要研究方向为环境遥感与地理信息系统。E-mail: lyq98@scnu.edu.cn

(责任编辑: 李祥敏)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2020.1015

王美雅, 徐涵秋. 中外超大城市生态质量遥感评价[J]. 生态与农村环境学报, 2021, 37(9): 1158-1167.

WANG Mei-ya, XU Han-qiu. Remote Sensing-based Comparative Study on the Urban Ecological Quality between Chinese and Foreign Megacities[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2021, 37(9): 1158-1167.

## 中外超大城市生态质量遥感评价

王美雅<sup>1</sup>, 徐涵秋<sup>2</sup><sup>①</sup> (1. 闽南师范大学历史地理学院, 福建 漳州 363000; 2. 福州大学环境与资源学院/福州大学遥感信息工程研究所/福建省水土流失遥感监测评估与灾害防治重点实验室, 福建 福州 350116)

**摘要:** 超大城市生态系统和地表生物物理组分之间存在复杂的潜在非线性关系, 且其产生的生态效应大于中小城市和乡村地区, 这使得超大城市生态质量客观评估遇到了技术挑战。该文针对性选取空气质量指数、路网密度、生态连接度、热度、绿度、干度和湿度 7 个超大城市生态重要影响因子, 利用主成分分析方法实现指标集成和阈值自动设定, 建立城市生态评价遥感指数 (URSEI), 对比快速城市化背景下中国超大城市 (北京、上海和广州) 与进入城市化后期的发达国家超大城市 (伦敦、纽约和东京) 的城市生态状况差异。URSEI 指数评价结果表明, 6 个城市 URSEI 均值分布在 0.445~0.542 之间, 伦敦生态质量最好 (URSEI 为 0.542), 其后依次为广州 (0.533)、北京 (0.517)、纽约 (0.511) 和上海 (0.495), 东京最差 (0.445)。对比 URSEI 指数的 7 个指标分量, 伦敦与广州 URSEI 分量中, 对生态质量起正向作用的生态连接度和绿度值较高, 对生态质量起负向作用的空气质量指数、路网密度、干度和热度值较低, 使得这 2 个城市的生态质量较好。从空间分布来看, 城市中心不透水面覆盖率高, 植被覆盖少, 生态用地的生态效益较低, 热岛效应严重, 空气质量差, 导致其生态质量差; 城市大块绿地覆盖区, 绿度和湿度高, 干度和热度低, 空气质量较好, 完整连续的生态用地发挥的生态效益也更高, 因而生态质量较好。URSEI 指数既能作为一个量化指标来刻画区域生态质量, 还可以反映城市空间的生态差异性。

**关键词:** 超大城市; 城市生态评价遥感指数 (URSEI); 生态质量; 遥感

**中图分类号:** TP79; X87 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2021)09-1158-10

**Remote Sensing-based Comparative Study on the Urban Ecological Quality between Chinese and Foreign Megacities.** WANG Mei-ya<sup>1</sup>, XU Han-qiu<sup>2</sup><sup>①</sup> (1. School of History and Geography, Minnan Normal University, Zhangzhou 363000, China; 2. College of Environment and Resources, Fuzhou University/ Institute of Remote Sensing Information Engineering, Fuzhou University/ Fujian Provincial Key Laboratory of Remote Sensing of Soil Erosion and Disaster Prevention, Fuzhou 350116, China)

**Abstract:** Megacities are likely to have more significant impacts on regional ecological quality than smaller cities and country areas. Owing to the complex, potentially nonlinear relationship between urban ecological systems and biophysical surface components in megacities, selecting the right quantitative models to evaluate their urban ecological quality is not always clear. Six typical megacities inside and outside China (Beijing, Shanghai, Guangzhou, London, New York, and Tokyo) were taken as examples. 7 ecological indicators, including Air Quality Index (AQI), Road Density (RD), Ecological Connectivity Index (ECI), Wetness, Greenness, Dryness, and Heat, were integrated to a new model named as urban remote sensing ecological index (URSEI) using principal component analysis. The URSEI was used to quantitatively evaluate the ecological quality of Chinese and foreign megacities. Results show that London had the best ecological quality (0.542), followed by Guangzhou (0.533), Beijing (0.517), New York (0.511) and Shanghai (0.495). Tokyo had the lowest ecological quality (0.445). Comparing the 7 indices within the URSEI, the ECI, Wetness and Greenness indices had positive effects on the ecology, while the AQI, RD, Dryness and Heat indices had negative effects. London and Guangzhou had high ECI and Greenness values and low AQI, RD, Dryness and Heat values. Hence, they had better ecological quality than those of the other four megacities. According to the spatial distribution of the URSEI, urban centers that were covered by high ratio of impervious surfaces and low ratio of vegetation had low ecological connectivity between

收稿日期: 2020-12-16

基金项目: 福建省创新战略研究项目 (2020R0155); 闽南师范大学校长基金项目 (KJ19013)

① 通信作者 E-mail: hxu@fzu.edu.cn

the ecological land patches and had severe heat island effects and air pollution, which resulted in poor ecological quality. Areas covered by large amounts of vegetation had high Greenness and ECI values, and low Dryness, Heat and AQI values, which helped to improve the ecological quality. The URSEI can be used both as a quantitative indicator to describe the regional ecological quality, and to describe the spatial difference in the ecological quality of megacities.

**Key words:** megacity; urban remote sensing ecological index (URSEI); ecological quality; remote sensing

城市作为复杂生态系统,其冠层垂直交互的动量通量、热量通量和湿度与乡村或者其他区域大不相同<sup>[1]</sup>。超大城市规模之大使得其生态效应远大于其他中小城市和乡村。超大城市建筑和道路极其密集,地表景观格局趋于复杂化和破碎化<sup>[2]</sup>,加上大量人为活动产生了大体量的水、热和大气污染等城市代谢<sup>[3]</sup>,在强大外力干扰下,生态用地的生态调控能力严重不足<sup>[4]</sup>。对比评价超大城市生态质量差异,有助于提高超大城市建设与区域生态平衡互馈关系内在机制的认知能力,为控制城市发展规模及城市生态规划与整治提供科学参考。

多时相、多光谱、多平台的遥感卫星影像能够在全局范围内提供准确、一致的数据,更综合、准确地反映下垫面地物光谱信息和热信息等生态指标状况,可以克服传统地面观测站点资料数据极其有限的问题,实现海量“面”数据的获取。近几十年来,遥感技术迅速发展,在生态质量评价研究领域得到广泛应用,大大弥补了传统半定量监测评价方法的缺陷。早期研究仅用单一因子来体现某个区域整体生态状况,评价结果过于片面<sup>[5]</sup>。为此,我国发布并优化了生态环境指数(EI)<sup>[6]</sup>。此外,许多学者也相继开展了用多指标集成进行生态状况评价的研究<sup>[7-8]</sup>。但这些研究存在评价因子过于繁琐,评价指标难以获取,指标权重主观性较强,评价结果不能体现区域生态状况的空间差异等问题。针对以上问题,徐涵秋<sup>[9]</sup>提出了遥感生态指数(remote sensing based ecological index, RSEI),选取绿度、干度、湿度和热度4个指标,采用不受人为干扰的主成分分析法耦合为一个评价综合生态状况的指数。贾有余等<sup>[10]</sup>选取净初级生产力、地表温度、地表裸露度和植被覆盖度4个指标,利用空间主成分分析方法构建生态评价模型分析苏州吴中区陆域生态保护红线区生态环境质量的时空变化特征。在超大城市区域,城市土地覆盖和地表景观格局、发达的交通网络以及人为活动产生的热岛效应和空气污染等多方面因素变化与城市生态系统间存在复杂的潜在非线性关系,这使得城市生态质量客观评估遇到严峻技术挑战。而在前人生态指数和模型研究中,缺少针对空气质量、生态斑块景观

格局和道路密度等大城市区域重要生态评价因子的分析,且这些城市生态指数和模型对超大城市的适用性也有待进一步探究。

1978年以来,中国城市化水平由17.92%提高到2015年的56.10%<sup>[11]</sup>。其中,北京、上海和广州人口数排名均已跃居世界前25位<sup>[12]</sup>。中国超大城市与国外伦敦、纽约和东京等超大城市在城市建设模式上呈现出不同特征。从城市空间扩展形态<sup>[13]</sup>、交通发展模式<sup>[14]</sup>、人均公园绿地面积<sup>[15]</sup>和人均建设用地面积<sup>[16]</sup>等指标来看,伦敦城市外围分布大面积绿带环,抑制了城市无序蔓延,表现出城乡融合型的多元化发展模式,城乡公共交通发达。纽约采用分散型发展模式,建设用地向外低密度蔓延,构建了小汽车交通主导的道路网络模式。东京依托交通线路向外呈带状扩展,表现出高密度集约化发展模式,采用公共轨道交通相关的放射式指状发展模式。在人均公园绿地和人均建设用地方面,2015年,伦敦人均公园绿地和人均建设用地面积分别为33和210 m<sup>2</sup>,大于纽约(15和95 m<sup>2</sup>)和东京(5和73 m<sup>2</sup>)。北京、上海和广州城市建设由中心向外辐射式蔓延扩张,城市规划方面均采用“多中心、多组团”布局模式,交通建设方面均采用公共交通与小汽车并重发展模式。2015年,北京、上海和广州人均公园绿地面积分别为16、9和22 m<sup>2</sup>;人均建设用地面积分别为85、75和57 m<sup>2</sup>。近几年超大城市均面临众多生态环境问题。北京、上海和广州等城市频发局地大风、高温和暴雨等极端天气事件,空气污染加剧。而伦敦、纽约和东京等国外超大城市也面临热岛效应问题。因此,选取国内北京、上海和广州以及国外伦敦、纽约和东京6个超大城市,建立超大城市生态评价模型,对比评价不同城市建设模式下城市生态质量差异,以期对未来生态城市建设提供宝贵建议。

## 1 研究区概况

北京、上海和广州为中国城市规模排名前3的超大城市;伦敦、纽约和东京为城市规模居世界前列的3个超大城市,分别分布在欧洲、北美洲和亚洲。6个超大城市的城市规模相当,人口众多,GDP

高,但城市发展轨迹和城市空间格局显现不同特征,具有对比性。由于中国、美国、英国和日本等国家行政区划差异较大,以6个城市建成区外扩5 km

缓冲区范围作为研究区(图1),以此划定具有对比性的城市边界<sup>[17]</sup>。

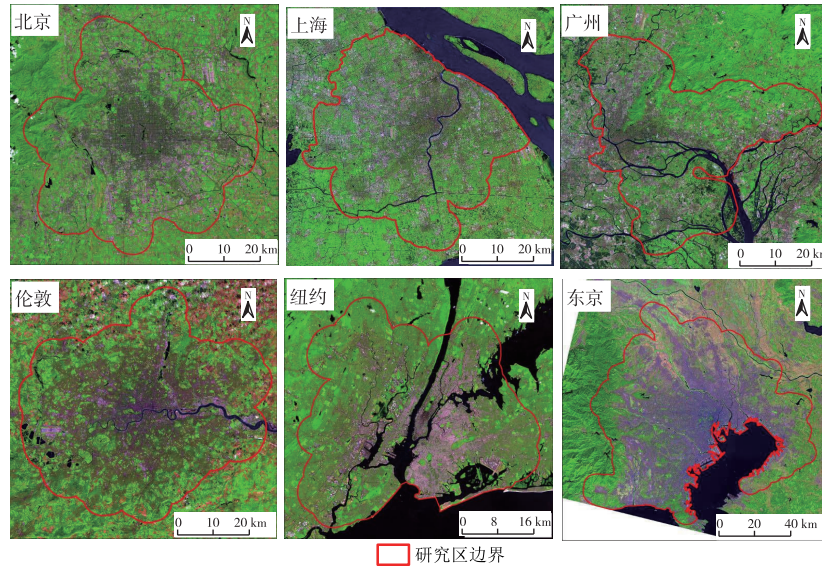


图1 研究区 Landsat 遥感影像  
Fig. 1 Landsat images of the study area

## 2 研究数据与方法

### 2.1 数据来源与预处理

遥感卫星影像数据源的一致保证了研究数据的可靠性。主要研究数据为 Landsat 8 卫星影像,北京、上海、广州、伦敦、纽约和东京的影像获取日期分别为 2015-08-22、2015-08-03、2015-10-18、2015-10-02、2015-08-26 和 2015-10-09。所选影像季节相近,基本无云层覆盖。参照文献[18-19]模型和参数以及 Landsat 8 网站提供的公式和参数对 Landsat 8 影像进行辐射校正,将影像 DN 值转换为传感器处反射率。

### 2.2 城市生态评价遥感指数 (URSEI)

遥感生态指数 (RSEI) 选取绿度、湿度、热度和干度 4 个遥感指标,采用主成分分析来自动量化各个指标对生态的贡献度,避免了人为干扰<sup>[9]</sup>,已被广泛应用于数十个城市和地区<sup>[2,20]</sup>。所选 4 个指标均与城市生态密切相关,湿度反映地表土壤和植被的湿度;绿度反映城市植被健康和覆盖度状况;干度反映地表裸露干化程度;热度反映地表温度空间格局。此外,空气质量指数反映城市空气污染问题;路网密度反映超大城市密集交通网络对城市生态系统的影响;生态连接度反映快速城市化过程中城市生态用地空间格局的优劣<sup>[21]</sup>。以上 3 个指标

均反映城市快速扩张对城市生态系统的作用,同样与超大城市生态状况优劣密切相关,因此对 RSEI 指数进行改进,选取空气质量指数 (AQI)、路网密度 (RD)、生态连接度 (ECI)、热度 (Heat)、绿度 (Greenness)、干度 (Dryness) 和湿度 (Wetness) 7 个指标,构建基于遥感的城市生态评价模型 (urban remote sensing ecological index, URSEI,  $I_{URSEI}$ ),其计算公式为

$$I_{URSEI} = f(I_{AQ}, D_R, I_{EC}, W, I_{NDV}, I_{NDBS}, T_{HEA}) \quad (1)$$

式(1)中,  $I_{AQ}$  为空气质量指数;  $D_R$  为路网密度;  $I_{EC}$  为生态连接度;  $W$  为湿度;  $I_{NDV}$  为绿度;  $I_{NDBS}$  为干度;  $T_{HEA}$  为热度。各指标计算方法如下:

(1) 空气质量指数: 采用  $PM_{2.5}$  值高低表征空气质量指数高低。研究<sup>[22-23]</sup>表明,  $PM_{2.5}$  浓度与植被、建筑用地分布具有强相关关系。因此,通过建立植被指数 NDVI 和不透水面指数 (normalized difference impervious surface index, NDISI)<sup>[24]</sup> 与  $PM_{2.5}$  浓度的多元回归模型反演研究区 30 m 分辨率的  $PM_{2.5}$  专题影像。具体方法为: 首先,通过 6 个城市相关网站获取对应地面  $PM_{2.5}$  监测数据。然后,基于各城市 Landsat 8 影像,提取各站点 NDVI 和 NDISI 指数值。将地面站点实测的  $PM_{2.5}$  浓度作为因变量,对应的 NDVI ( $x_1$ ) 和 NDISI ( $x_2$ ) 指数作为自变量,构建每个城市  $PM_{2.5}$  多元线性回归模型。最后,反演得到研

究区 30 m 分辨率的 PM<sub>2.5</sub> 专题影像。

(2) 路网密度: 数据来源于开放街道图数据 (open street map, OSM), 基于 OSM 数据提取城市高速公路、主干道、次干道和铁路等道路矢量信息, 并采用核密度 (kernel density) 计算城市路网密度空间分布。计算方法为: 以 300 m × 300 m 方形网格作为路网密度图基本计算单元, 网格内道路总长度与面积之比为路网密度, 单位为 km · km<sup>-2</sup>。将反演得到的路网密度专题图重采样为 30 m 分辨率。

(3) 生态连接度: 首先, 采用随机森林 (random forests, RF) 分类算法<sup>[25]</sup> 提取植被、水体、不透水面和其他用地 (裸土) 4 种地表覆盖类型。RF 算法生成决策树数量和用于测试的特征数目参数分别设置为 500 和 2。进一步采用 NDISI 指数设定阈值的方法将不透水面划分为高密度不透水面 (0 ~ 50%) 和低密度不透水面 (>50% ~ 100%)。将这 5 种地表景观类型分成生态用地 (植被、水体) 和障碍面 (高密度不透水面、低密度不透水面和其他用地) 2 大类。接着, 基于最小耗费距离模型, 以障碍面为“源”, 5 种景观类型为阻力面计算障碍影响指数 (barrier effect index, BEI,  $I_{BE}$ )。然后, 以生态用地为“源”, 障碍影响指数 BEI 为阻力面, 计算 2 种生态用地经过 3 种障碍类型实现连接所需要克服的阻力<sup>[26]</sup>, 得到各城市生态连接度 ECI 评价结果。

BEI 指数反映不透水面等阻碍类型对植被和水体等生态用地斑块之间实现结构联系的阻隔程度, 某给定障碍物产生的障碍效应随最小耗费距离的增加呈对数增加<sup>[27]</sup>, 其计算公式为

$$Y_{si} = b_s - k_{1s} \ln [k_{2s}(b_s - d_{si}) + 1], \quad (2)$$

$$I_{BE,i} = \sum_{s=1}^n Y_{si} \circ \quad (3)$$

式(2)~(3)中,  $Y_{si}$  为第  $s$  种障碍物所产生的障碍效应;  $b_s$  为第  $s$  种障碍物类型的权重系数, 其值参照文献<sup>[27]</sup>;  $k_{1s}$  和  $k_{2s}$  分别为不同障碍类型指数递减函数的校正系数;  $d_{si}$  为通过最小耗费距离模型计算出的最小耗费距离,  $m$ ;  $n$  为障碍类型的种类数。得到研究区 BEI 指数后, 基于最小耗费距离模型计算生态连接度 ECI, 其计算公式为

$$d_i = \sum_{r=1}^m d_{ri}, \quad (4)$$

$$I_{EC,i} = 10 - 9 \frac{\ln(1 + d_i)}{\ln(1 + d_{\max})^3} \circ \quad (5)$$

式(4)~(5)中,  $d_i$  为第  $i$  个像元到各生态用地的总耗费距离,  $m$ ;  $d_{ri}$  为第  $i$  个像元到第  $r$  种生态用地的耗费距离,  $m$ ;  $d_{\max}$  为研究区内像元到各生态用地总

耗费距离的最大值,  $m$ ;  $I_{EC,i}$  为第  $i$  个像元的生态连接度。ECI 值越高, 表明该区域生态用地斑块间连接程度越好, 更有利于发挥生态效益。

(4) 湿度: 采用缨帽变换的湿度分量 ( $W$ ) 来表示<sup>[28]</sup>, 其计算公式为

$$W = 0.151 1\rho_2 + 0.197 3\rho_3 + 0.328 3\rho_4 + 0.340 7\rho_5 - 0.711 7\rho_6 - 0.455 9\rho_7 \circ \quad (6)$$

式(6)中,  $\rho_1, \rho_2, \rho_3, \rho_4, \rho_5, \rho_6$  和  $\rho_7$  分别为 Landsat OLI 影像对应波段的反射率。

(5) 绿度: 选用归一化植被指数 NDVI 来表示, 其计算公式为

$$I_{NDV} = (R_{NI} - D_{RE}) / (R_{NI} + D_{RE}) \circ \quad (7)$$

式(7)中,  $R_{NI}$  和  $D_{RE}$  分别为近红外和红光波段。

(6) 干度: 干度指标 (normalized difference built-up and soil index, NDBSI) 采用裸土指数 ( $SI, I_s$ ) 与建筑指数 ( $IBI, I_{IB}$ ) 的均值来综合代表<sup>[29]</sup>, 其计算公式为

$$I_{NDBS} = (I_s + I_{IB}) / 2, \quad (8)$$

$$I_s = [(\rho_5 + \rho_3) - (\rho_4 + \rho_1)] / [(\rho_5 + \rho_3) + (\rho_4 + \rho_1)], \quad (9)$$

$$I_{IB} = \frac{2\rho_5 / (\rho_5 + \rho_4) - [\rho_4 / (\rho_4 + \rho_3) + \rho_2 / (\rho_2 + \rho_5)]}{2\rho_5 / (\rho_5 + \rho_4) - [\rho_4 / (\rho_4 + \rho_3) + \rho_2 / (\rho_2 + \rho_5)]} \circ \quad (10)$$

式(8)~(10)中,  $\rho_1, \rho_2, \rho_3, \rho_4$  和  $\rho_5$  分别为 Landsat OLI 影像第 2、3、4、5、6 波段反射率。

(7) 热度: 采用地表温度 (land surface temperature, LST,  $T_{LS}$ ) 表示, 地表温度反演采用单通道算法<sup>[30]</sup>, 其计算公式为

$$T_{\text{sensor}} = K_2 / \ln(K_1 / L_{\text{sensor}} + 1), \quad (11)$$

$$T_{LS} = \gamma [\varepsilon^{-1}(\psi_1 L_{\text{sensor}} + \psi_2) + \psi_3] + \delta \circ \quad (12)$$

式(11)~(12)中,  $T_{\text{sensor}}$  为传感器处亮温值,  $K$ ;  $K_1$  和  $K_2$  分别为热红外波段定标常数,  $W \cdot m^{-2} \cdot sr^{-1} \cdot \mu m^{-1}$  和  $K$ ;  $L_{\text{sensor}}$  为热红外波段辐射值,  $W \cdot m^{-2} \cdot sr^{-1} \cdot \mu m^{-1}$ ;  $\gamma$  和  $\delta$  分别为基于 Planck 函数的 2 个参数;  $\varepsilon$  为地表比辐射率;  $\psi_1, \psi_2$  和  $\psi_3$  为大气水汽含量函数。

模型构建: 采用主成分分析方法 (principal component analysis, PCA) 构建城市生态评价遥感指数<sup>[31]</sup>。第 1 主成分 (PC1) 最大程度地集成了各变量信息, 可用来耦合以上 7 个指标变量, 构建 URSEI 模型, 其计算公式为

$$I_{URSEI} = PC1 [f(I_{AQ}, D_R, I_{EC}, W, I_{NDV}, I_{NDBS}, T_{HEA})] \circ \quad (13)$$

为使大数值代表生态状况好, 先用 1 减去 PC1

来获得初始生态指数  $I_{URSE,0}$ ,对  $I_{URSE,0}$  结果进行归一化,使其值介于  $[0,1]$  之间。URSEI 值越接近 1,代表生态质量越好。

### 3 结果与分析

#### 3.1 URSEI 与 RSEI 结果对比

对比 6 个城市 URSEI 和 RSEI 指数的生态状况排名结果(图 2),伦敦和广州城市生态质量排名一

致,均分别位列第 1 和第 2 位。北京和纽约城市生态质量在 URSEI 指数中排名分别位列 3 和 4 位,在 RSEI 指数中则排名相反,分别为 4 和 3 位。上海和东京城市生态质量在 URSEI 指数中排名分别位列 5 和 6 位,在 RSEI 指数中则排名相反,分别为 6 和 5 位。进一步对比 URSEI 和 RSEI 各指标均值统计结果(表 1~2),可以看出,生态质量指标差异导致了评价结果不同。

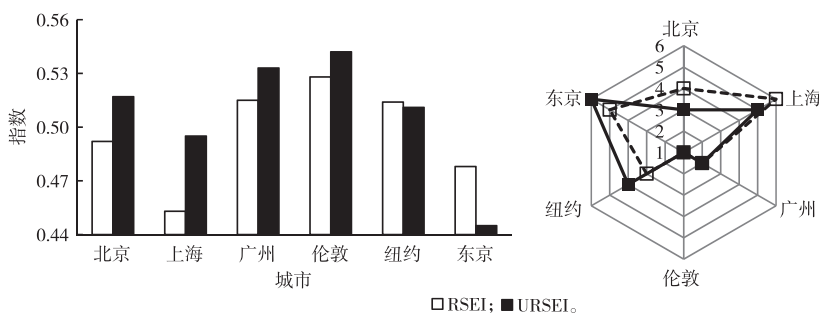


图 2 基于 URSEI 和 RSEI 模型的 6 个城市生态质量排名对比

Fig. 2 Comparison of URSEI-based and RSEI-based ranking results of the 6 megacities

表 1 6 个超大城市 URSEI 指数评价情况

Table 1 7 ecological indicators and URSEI results of the 6 megacities

城市	指标								URSEI 指数
	空气质量指数 AQI	路网密度 RD	生态连接度 ECI	湿度 Wetness	绿度 Greenness	干度 Dryness	热度 Heat		
北京	0.527	0.285	0.343	0.671	0.684	0.595	0.446	0.517	
上海	0.508	0.289	0.367	0.650	0.576	0.596	0.467	0.495	
广州	0.468	0.257	0.390	0.687	0.589	0.566	0.418	0.533	
伦敦	0.408	0.253	0.432	0.615	0.614	0.498	0.430	0.542	
纽约	0.391	0.374	0.313	0.646	0.579	0.587	0.452	0.511	
东京	0.423	0.336	0.328	0.647	0.581	0.705	0.451	0.445	

表 2 6 个超大城市 RSEI 指数评价情况

Table 2 4 ecological indicators and RSEI results of the 6 megacities

城市	指标				RSEI 指数
	湿度	绿度	干度	热度	
	Wetness	Greenness	Dryness	Heat	
北京	0.618	0.663	0.589	0.532	0.492
上海	0.633	0.535	0.583	0.573	0.453
广州	0.687	0.519	0.586	0.468	0.515
伦敦	0.584	0.614	0.501	0.522	0.528
纽约	0.629	0.544	0.520	0.454	0.514
东京	0.656	0.642	0.699	0.557	0.478

相比 RSEI 指数,URSEI 评价指标增加了空气质量指数、路网密度和生态连接度 3 个指标,而这 3 个指标一定程度地影响超大城市生态质量排名。北京起负向作用的路网密度低于纽约,且起正向作用的生态连接度高于纽约,虽然其起负向作用的空气质量指数高于纽约,但其荷载值较低,受这 3 个指

标综合影响,北京 URSEI 评价排名较 RSEI 有所提升,纽约排名有所下降。上海起负向作用的路网密度低于东京,且起正向作用的生态连接度高于东京,虽然其起负向作用的空气质量指数高于东京,但其荷载值较低,受这 3 个指标综合影响,上海 URSEI 评价排名较 RSEI 有所提升,东京排名则下降。由此可见,URSEI 指数的生态质量评价指标能更全面地反映城市生态状况差异,因此以下选用 URSEI 指数对超大城市生态进行评价。

#### 3.2 URSEI 指数 7 个指标反演结果

图 3 为 6 个城市 URSEI 指数 7 个指标反演结果。表 3 为利用主成分分析方法计算得到的指标权重和方差信息。由表 3 可知,7 个指标第 1 主成分累计方差贡献率在 70%~85%之间,PC1 可以较大程度地集成各变量信息。统计对比其他特征分量结果,第 2 主成分 PC2 累积方差贡献率仅为 7%~

11%,第3主成分PC3累积方差贡献率仅为3%~7%,PC4~PC7累积方差贡献率均小于5%,PC2~PC7累积方差贡献率之和远小于第1主成分,因此,可用PC1来耦合城市生态评价模型的7个指标变量。对比不同指标的PC1荷载值符号可以看出,

ECI、Wetness和Greenness荷载值均为正值,3者对生态质量起正向作用,而AQI、RD、Dryness和Heat荷载值均为负值,它们对生态质量起负向作用,这与城市生态情况相符。对PC1荷载较高的因子为ECI和Greenness,荷载值均大于0.45。

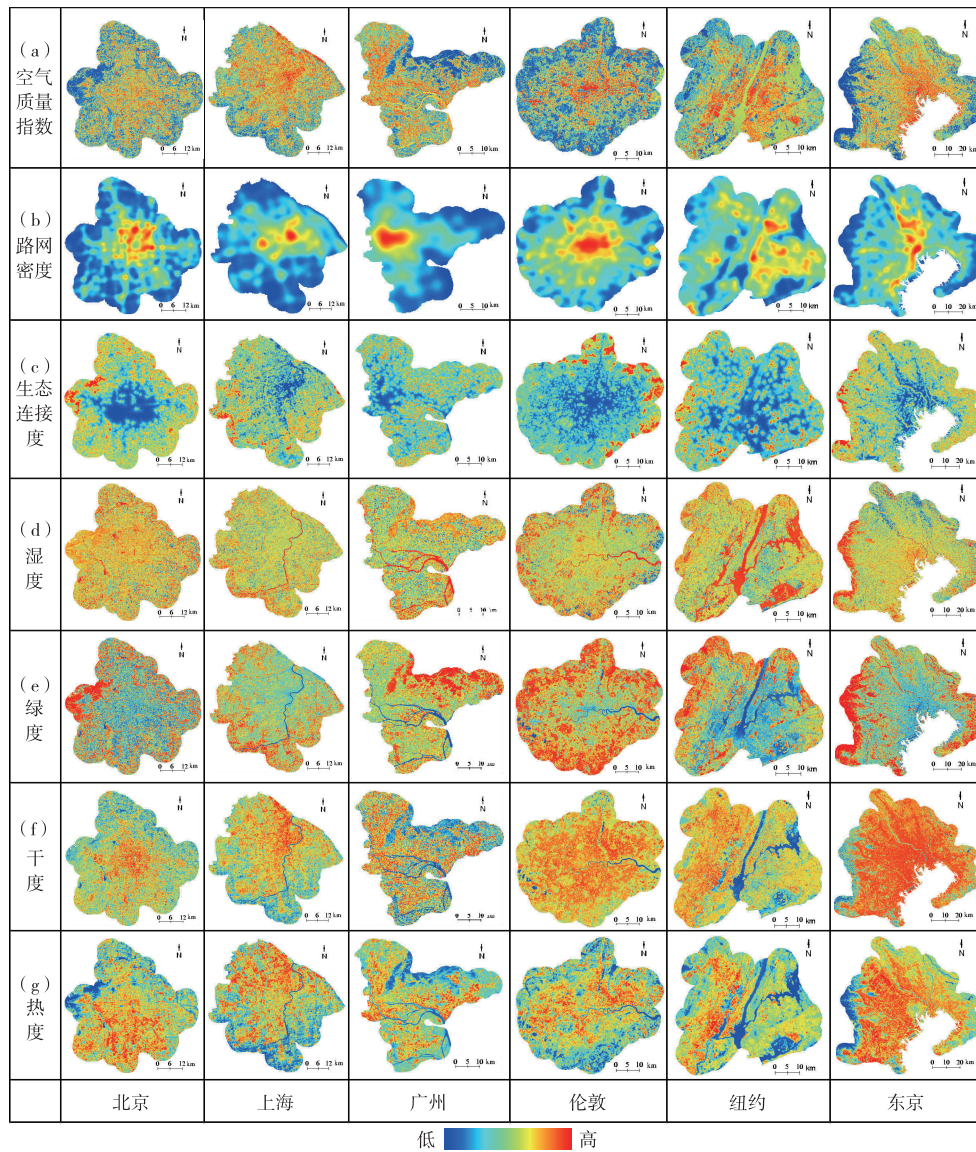


图3 研究区7个生态指标反演影像

Fig. 3 Maps of the 7 ecological indicators maps of the 6 megacities

从7个生态指标空间分布(图3)看出,6个城市不同指标呈现出不同的空间分布状况。由图3可知,对比各城市AQI指标[图3(a)],城市植被覆盖率低的区域空气污染情况明显高于绿地集中分布的区域。对比RD指标[图3(b)],纽约城市内部道路网络密度差异较小,均衡性最优。相比国外的3个城市,北京、上海和广州城郊路网密度表现出较强的差异性,即路网密度高值集聚性较强,低值区

较多。对比ECI空间分布[图3(c)],6个城市连接度水平最高的区域主要位于城市周边区域,均表现出明显的孤岛状分布态势;低连接区域主要位于城市中心不透水面密集的区域,表现出良好的结构连接性。其中,伦敦具有高连接度的斑块面积明显大于其他城市,而纽约低连接区域分布最广。对比Wetness指标[图3(d)],城市绿地集中分布的区域湿度高于建筑和裸土密集分布区域,尤其以北京、

广州和纽约对比最明显,上海和伦敦湿度指标总体偏低。对比 Greenness 指标[图 3(e)],北京、广州、伦敦、纽约和东京在城市周边具有植被覆盖率高的大型绿地,而在城市中心区域,伦敦和广州植被覆盖度比其他城市高,纽约和东京植被覆盖率则明显低于其他城市。对比 Dryness 指标[图 3(f)],不透水面密集分布的城市中心区域,干度指标明显高于

自然覆盖地表区域,尤其东京不透水面覆盖率明显高于其他城市,且空间分布上呈连片性。对比 Heat 指标[图 3(g)],城市建筑密集区域热度明显高于大片绿地和水体分布区域。6个城市中,具有较大比例的高温区,但是广州和伦敦高温斑块明显破碎化,东京高温斑块连片性最强。

表 3 研究区 URSEI 指数 7 个指标主成分分析结果

Table 3 PCI results of 7 indices of URSEI

城市	指标	空气质量 指数 AQI	路网密度 RD	生态连 接度 ECI	湿度 Wetness	绿度 Greenness	干度 Dryness	热度 Heat	占总方差 比例/%
北京	指标值	0.527	0.285	0.343	0.671	0.684	0.595	0.446	71.5
	对 PC1 荷载值	-0.356	-0.324	0.585	0.179	0.519	-0.163	-0.313	
上海	指标值	0.508	0.289	0.367	0.650	0.576	0.596	0.467	70.5
	对 PC1 荷载值	-0.290	-0.306	0.508	0.248	0.375	-0.385	-0.462	
广州	指标值	0.468	0.257	0.390	0.687	0.519	0.566	0.418	75.7
	对 PC1 荷载值	-0.277	-0.198	0.555	0.214	0.599	-0.219	-0.351	
伦敦	指标值	0.408	0.253	0.432	0.615	0.614	0.498	0.430	72.6
	对 PC1 荷载值	-0.336	-0.217	0.566	0.223	0.595	-0.187	-0.284	
纽约	指标值	0.391	0.374	0.313	0.646	0.579	0.587	0.452	80.2
	对 PC1 荷载值	-0.257	-0.181	0.497	0.188	0.589	-0.466	-0.235	
东京	指标值	0.423	0.336	0.328	0.647	0.581	0.705	0.451	84.9
	对 PC1 荷载值	-0.205	-0.290	0.517	0.205	0.561	-0.388	-0.186	

### 3.3 6个城市 URSEI 指数结果对比分析

通过 URSEI 模型反演得到 6 个超大城市 URSEI 反演影像(图 4)。URSEI 均值数据结果(表 1)表明,6 个城市 URSEI 指数均值分布在 0.445~0.542 区间范围内,生态指数等级均为中等。其中,伦敦 URSEI 指数值最高,说明其生态质量最好,其次为广州、北京、纽约和上海,东京 URSEI 值最低,即东京城市生态质量最差。

对比生态质量最好的伦敦和广州与生态质量最差的东京和上海的 URSEI 指数各指标值发现,伦敦和广州 URSEI 指标中,对生态质量起正向作用的生态连接度和绿度指标值较高,对生态质量起负向作用的空气质量指数、路网密度、干度和热度指标值较低,使得这 2 个城市生态质量好于其他城市。虽然伦敦湿度指标低于其他城市,但它对 PC1 的贡献度不及其他 6 个指标。东京 URSEI 指标中,对生态质量起正向作用的生态连接度和绿度指标相对较低,对生态质量起负向作用的路网密度、干度和热度指标值均高于其他城市,虽然其湿度指标值较高,但湿度指标对 PC1 的贡献度较小,使得其 URSEI 指数值最低。上海 URSEI 指标中,对生态质量起正向作用的生态连接度和绿度指标相对较低,

对生态质量起负向作用的空气质量指数、干度和热度指标较大,虽然其湿度指标值较高,路网密度值较低,但这 2 个指标对 PC1 的贡献度较小,使得其 URSEI 值也较低。

为进一步分析 URSEI 指数的代表性,将 6 个超大城市 URSEI 值以 0.2 为间隔划分成 5 级,1~5 级分别代表生态差、较差、中等、良和优 5 个等级,统计各等级区域面积所占比例(图 5)。总体来看,各城市生态等级为中等、较差和差区域面积均占各城市总面积的 60%以上,最高达 82%;而生态等级为优和良的区域面积仅占 20%~35%。对比不同城市的结果可以看出,东京生态等级为中等、差和较差的区域面积所占比例最高,达到 81.90%,其次为上海(78.66%),纽约、北京和广州次之,且都接近 70%,最低为伦敦(63.79%)。伦敦生态等级为优和良的区域面积占比最高,为 36.21%,其后依次为广州(31.71%)、北京(31.23%)、纽约(29.51%)和上海(21.34%),东京最低,为 18.10%。由此可以看出,东京生态等级为中等、差和较差区域面积占比最高,生态等级优和良区域面积占比最低,因而其生态质量评价结果最差。伦敦生态等级为优和良的区域面积占比最高,生态等级为中等、差和较差的

区域面积占比最少,因而其生态质量评价结果最好。

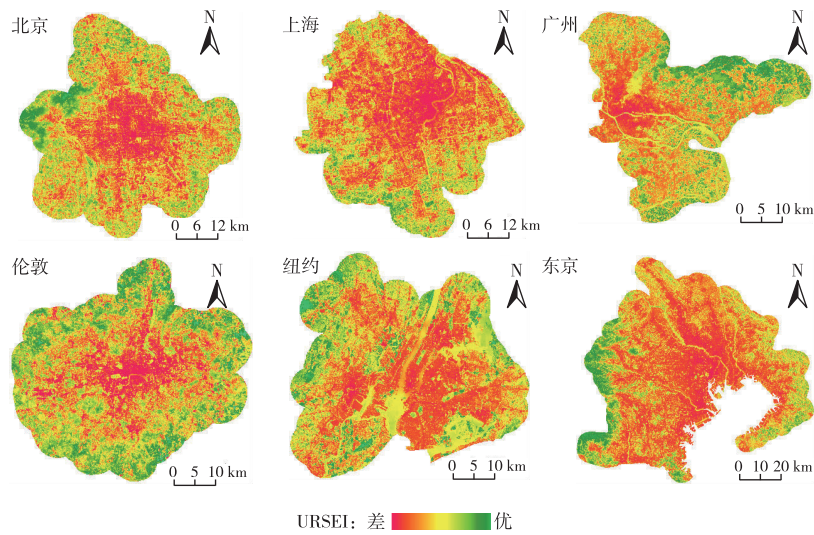


图 4 中外 6 个超大城市城市生态评价遥感指数 (URSEI) 影像

Fig. 4 URSEI results of the 6 megacities

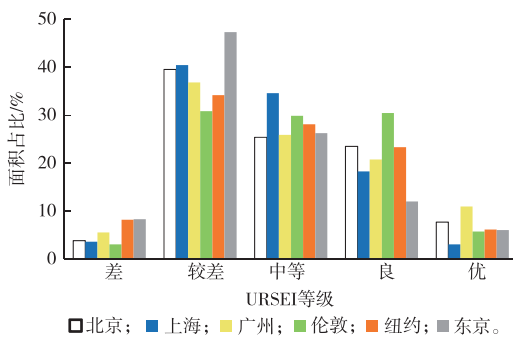


图 5 中外 6 个超大城市各生态等级面积占比对比

Fig. 5 Comparison of the area difference in five URSEI levels in the 6 megacities

从空间分布(图 6)上来看,URSEI 等级为差和较差的区域主要分布在城市中心和副城市中心高不透水面覆盖地区,这些地区人类活动频繁,植被覆盖度低,空气质量差,建筑、道路等人工地表的阻隔使得生态用地生态效益较低,热岛效应严重,导致其生态质量差;而生态等级为优良级别的区域主要分布在城市大块绿地和外围山体、农田等植被覆盖区,这些地区人类活动较少,其绿度和湿度高,干度和热度低,空气质量较城区好,完整连续的生态用地发挥的生态效益也更高,因而表现出较高的生态等级。

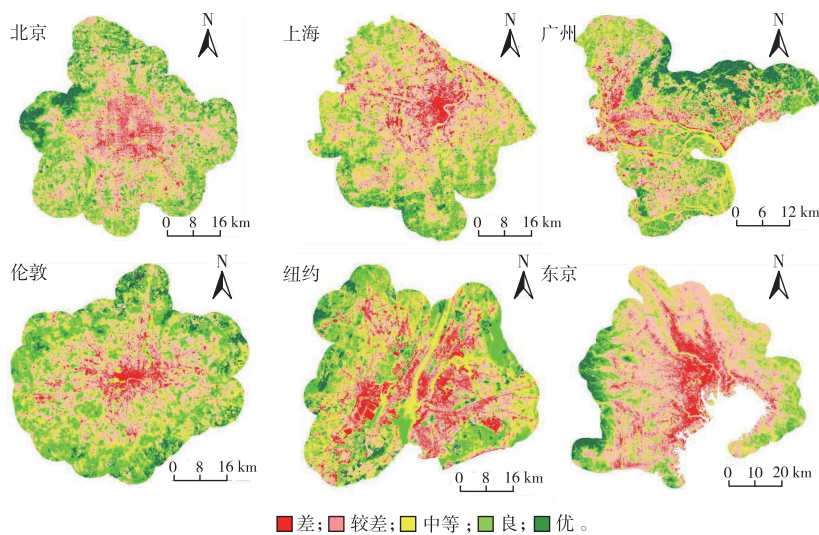


图 6 中外 6 个超大城市 URSEI 等级分布

Fig. 6 Distribution map of URSEI-levels of the 6 megacities

从图 6 也可以直观反映出,代表较差和差生态等级的区域与城市建成区范围高度吻合,基本填满了城市建成区区域,代表优生态等级的区域则主要分布在建成区外侧,建成区内只有一些零星分布的公共绿地生态等级为优。结合 6 个城市规划政策实施情况来看,上海和东京城市总体规划所提出的“多中心多组团”布局模式未得到很好实施,组团间无法形成良好的绿化分隔带,使得城市不透水面向外蔓延扩展的趋势未得到有效遏制,加上城市中心区功能不断聚集,总体生态质量值较其他城市低。相比而言,伦敦走田园城市组团发展模式,通过大片绿地来分割组团,避免密集连片发展,城市绿地生态效益较好,生态质量评价价值最高,广州的“多中心多组团”模式在新城区有较好的生态分割空间,生态质量评价价值也相对较高。

#### 4 结论

(1) 空气质量指数、路网密度、生态连接度、热度、绿度、干度和湿度是超大城市生态质量的重要影响因子,以此建立的城市生态评价遥感指数 URSEI 可以综合反映指标信息,定量评价超大城市经过不同城市建设模式后的生态状况差异。ECI、Wetness 和 Greenness 指标对生态质量起正向作用,而 AQI、RD、Dryness 和 Heat 指标对生态质量起负向作用。植被和生态用地空间格局优劣是改善城市生态系统最重要的影响因子,但城市干度、热度、空气质量和路网密度等指标的综合作用会导致城市生态恶化。

(2) URSEI 指数采用遥感和 GIS 技术进行反演,指标集成和阈值设定采用非人为的方法,既能作为一个量化指标来刻画区域生态质量,又可以将区域生态质量可视化,从“点”和“面”上反映城市空间的生态差异性。URSEI 指数评价结果显示,北京、上海、广州、伦敦、纽约和东京 6 个超大城市的 URSEI 均值分布在 0.445~0.542 之间,伦敦生态质量最好 (URSEI 为 0.542),其后依次为广州 (0.533)、北京 (0.517)、纽约 (0.511) 和上海 (0.495),东京生态质量最差 (0.445)。对比 URSEI 指数的 7 个指标分量,伦敦和广州 URSEI 分量中,对生态质量起正向作用的生态连接度和绿度指标值较高,对生态质量起负向作用的空气质量指数、路网密度、干度和热度指标值较低,使得这 2 个城市生态质量较其他城市好。

(3) 生态质量较差的区域主要分布在城市中心和副城市中心,生态质量较好的区域主要分布在城

市大型绿地覆盖区。城市不透水面覆盖率高,植被覆盖少,人工地表阻隔使得生态用地的生态效益较低,热岛效应严重,空气质量差,导致其生态质量差;城市大块绿地覆盖区绿度和湿度高,干度和热度低,空气质量较好,完整连续的生态用地发挥的生态效益也更高,因而生态质量较好。城市生态质量与城市合理规划建设密切相关。在今后城市规模不断扩展过程中,更应注重生态理念的实际贯彻和实施,使城市健康可持续发展。

#### 参考文献:

- [1] 宋世雄,刘志锋,何春阳,等.城市扩展过程对自然生境影响评价的研究进展[J].地球科学进展,2018,33(10):1094-1104. [SONG Shi-xiong, LIU Zhi-feng, HE Chun-yang, et al. Research Progress on Assessing the Impacts of Urban Expansion on Natural Habitats [J]. Advances in Earth Science, 2018, 33(10): 1094-1104.]
- [2] XU H Q, WANG M Y, SHI T T, et al. Prediction of Ecological Effects of Potential Population and Impervious Surface Increases Using a Remote Sensing Based Ecological Index (RSEI) [J]. Ecological Indicators, 2018, 93: 730-740.
- [3] CROFT-WHITE M V, CVETKOVIC M, ROKITNICKI-WOJCIK D, et al. A Shoreline Divided: Twelve-year Water Quality and Land Cover Trends in Lake Ontario Coastal Wetlands [J]. Journal of Great Lakes Research, 2017, 43(6): 1005-1015.
- [4] QIU L F, PAN Y, ZHU J X, et al. Integrated Analysis of Urbanization-triggered Land Use Change Trajectory and Implications for Ecological Land Management: A Case Study in Fuyang, China [J]. Science of the Total Environment, 2019, 660: 209-217.
- [5] IVITS E, CHERLET M, MEHL W, et al. Estimating the Ecological Status and Change of Riparian Zones in Andalusia Assessed by Multi-temporal AVHRR Datasets [J]. Ecological Indicators, 2009, 9(3): 422-431.
- [6] 中华人民共和国环境保护部. 中华人民共和国环保行业标准: 生态环境状况评价技术规范: HJ 192—2015 [S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2015.
- [7] REZA M I H, ABDULLAH S A. Regional Index of Ecological Integrity: A Need for Sustainable Management of Natural Resources [J]. Ecological Indicators, 2011, 11(2): 220-229.
- [8] LIANG B Q, WENG Q H. Assessing Urban Environmental Quality Change of Indianapolis, United States, by the Remote Sensing and GIS Integration [J]. IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing, 2011, 4(1): 43-55.
- [9] 徐涵秋. 区域生态环境变化的遥感评价指数 [J]. 中国环境科学, 2013, 33(5): 889-897. [XU Han-qiu. A Remote Sensing Index for Assessment of Regional Ecological Changes [J]. China Environmental Science, 2013, 33(5): 889-897.]
- [10] 贾有余, 李辉, 王钊齐, 等. 苏州市吴中区生态保护红线区生态环境质量定量评价 [J]. 生态与农村环境学报, 2017, 33(6): 525-532. [JIA You-yu, LI Hui, WANG Zhao-qi, et al. Quantitative Evaluation of Eco-environment Quality of the Terrestrial Ecological

- Red Line Area in Wuzhong District, Suzhou City [J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2017, 33(6): 525-532.]
- [11] 中华人民共和国国家统计局. 中国统计年鉴 2015 年 [M]. 北京: 中国统计出版社, 2015: 3.
- [12] United Nations. World Population Prospects: The 2018 Revision [EB/OL]. [2020-12-14]. <https://population.un.org/wup/Publications/>.
- [13] 徐毅松, 廖志强, 刘晟. 新理念、新目标、新模式: 上海超大城市转型发展的思考与探索 [J]. *城市规划*, 2017, 41(8): 17-28. [XU Yi-song, LIAO Zhi-qiang, LIU Sheng. New Concept, New Goals, and New Model: Reflection and Exploration on the Transformation of Shanghai Megacity [J]. *City Planning Review*, 2017, 41(8): 17-28.]
- [14] 屠启宇. 建设与管理模式创新视野下的特大城市发展评价: 16 个特大城市数据分析及多维协同工具箱设计 [J]. *城市发展研究*, 2016, 23(11): 100-108. [TU Qi-yu. Evaluating the Sustainable Development of Chinese Mega Cities: An Innovation Approach [J]. *Urban Development Studies*, 2016, 23(11): 100-108.]
- [15] 杨鑫, 张琦, 吴思琦. 特大城市绿地格局多尺度、系统化比较研究: 以北京、伦敦、巴黎、纽约为例 [J]. *国际城市规划*, 2017, 32(3): 83-91. [YANG Xin, ZHANG Qi, WU Si-qi. Comparative Research on Multi-scale and System of Metropolis Green Space Pattern: Case Studies of Beijing, London, Paris and New York [J]. *Urban Planning International*, 2017, 32(3): 83-91.]
- [16] 王赟赟, 马文军. 国际性中心城市规划建设指标体系的比较研究: 以上海为例 [J]. *城市发展研究*, 2009, 16(2): 52-58, 51. [WANG Yun-yun, MA Wen-jun. Comparison of Planning and Construction Indicators between Shanghai and International Cities [J]. *Urban Studies*, 2009, 16(2): 52-58, 51.]
- [17] VAN DE VOORDE T, JACQUET W, CANTERS F. Mapping Form and Function in Urban Areas: An Approach Based on Urban Metrics and Continuous Impervious Surface Data [J]. *Landscape and Urban Planning*, 2011, 102(3): 143-155.
- [18] CHANDER G, MARKHAM B L, HELDER D L. Summary of Current Radiometric Calibration Coefficients for Landsat MSS, TM, ETM+, and EO-1 ALI Sensors [J]. *Remote Sensing of Environment*, 2009, 113(5): 893-903.
- [19] CHAVEZ P S. Image Based Atmospheric Corrections: Revisited and Revised [J]. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 1996, 62(9): 1025-1036.
- [20] 刘立冰, 熊康宁, 任晓冬. 基于遥感生态指数的龙溪-虹口国家级自然保护区生态环境状况评估 [J]. *生态与农村环境学报*, 2020, 36(2): 202-210. [LIU Li-bing, XIONG Kang-ning, REN Xiao-dong. Assessment of Ecological Environment Status in the Longxi-Hongkou National Nature Reserve Based on Remote sensing Ecological Index [J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2020, 36(2): 202-210.]
- [21] WU L Y, HE D J, YOU W B, *et al.* The Dynamics of Landscape-scale Ecological Connectivity Based on Least-cost Model in Dongshan Island, China [J]. *Journal of Mountain Science*, 2017, 14(2): 336-345.
- [22] NGUYEN T, YU X X, ZHANG Z M, *et al.* Relationship between Types of Urban Forest and PM<sub>2.5</sub> Capture at Three Growth Stages of Leaves [J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2015, 27: 33-41.
- [23] 娄彩荣, 刘红玉, 李玉玲, 等. 大气颗粒物 (PM<sub>2.5</sub>, PM<sub>10</sub>) 对地表景观结构的响应研究进展 [J]. *生态学报*, 2016, 36(21): 6719-6729. [LOU Cai-rong, LIU Hong-yu, LI Yu-ling, *et al.* Research on the Response of Air Particles (PM<sub>2.5</sub>, PM<sub>10</sub>) to Landscape Structure: A Review [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2016, 36(21): 6719-6729.]
- [24] XU H Q. Analysis of Impervious Surface and Its Impact on Urban Heat Environment Using the Normalized Difference Impervious Surface Index (NDISI) [J]. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 2010, 76(5): 557-565.
- [25] PADMANABAN R, BHOWMIK A K, CABRAL P. A Remote Sensing Approach to Environmental Monitoring in a Reclaimed Mine Area [J]. *ISPRS International Journal of Geo-information*, 2017, 6(12): 2220-9964.
- [26] DUPRAS J, MARULL J, PARCERISAS L, *et al.* The Impacts of Urban Sprawl on Ecological Connectivity in the Montreal Metropolitan Region [J]. *Environmental Science & Policy*, 2016, 58: 61-73.
- [27] 武剑锋, 曾辉, 刘雅琴. 深圳地区景观生态连接度评估 [J]. *生态学报*, 2008, 28(4): 1691-1701. [WU Jian-feng, ZENG Hui, LIU Ya-qin. Landscape Ecological Connectivity Assessment of Shenzhen City [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2008, 28(4): 1691-1701.]
- [28] BAIG M H A, ZHANG L F, SHUAI T, *et al.* Derivation of a Tasseled Cap Transformation Based on Landsat 8 At-satellite Reflectance [J]. *Remote Sensing Letters*, 2014, 5(5): 423-431.
- [29] XU H Q. A New Index for Delineating Built-up Land Features in Satellite Imagery [J]. *International Journal of Remote Sensing*, 2008, 29(14): 4269-4276.
- [30] JIMÉNEZ-MUÑOZ J C, SOBRINO J A, SKOKOVIĆ D, *et al.* Land Surface Temperature Retrieval Methods from Landsat-8 Thermal Infrared Sensor Data [J]. *IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters*, 2014, 11(10): 1840-1843.
- [31] CALLEJA J F, REQUEJO PACÉS O, DÍAZ-ÁLVAREZ N, *et al.* Detection of Buried Archaeological Remains with the Combined Use of Satellite Multispectral Data and UAV Data [J]. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 2018, 73: 555-573.

作者简介: 王美雅(1991—), 女, 福建泉州人, 副教授, 博士, 主要从事环境与资源遥感研究。E-mail: 286097145@qq.com

(责任编辑: 王昌群)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2020.0958

毋兆鹏,张金燕,王娟娟,等.精河流域绿洲土地利用及生态系统服务价值时空变化研究[J].生态与农村环境学报,2021,37(9):1168-1175.

WU Zhao-peng, ZHANG Jin-yan, WANG Juan-juan, et al. Study on the Spatio-temporal Changes of Oasis Land Use and Ecosystem Service Value in Jinghe River Basin[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2021, 37(9): 1168-1175.

## 精河流域绿洲土地利用及生态系统服务价值时空变化研究

毋兆鹏<sup>1,2</sup>, 张金燕<sup>1</sup>, 王娟娟<sup>1</sup>, 吕思雨<sup>1</sup>, 李斌才<sup>1</sup> (1. 新疆师范大学地理科学与旅游学院, 新疆 乌鲁木齐 830054; 2. 新疆干旱湖泊环境与资源实验室, 新疆 乌鲁木齐 830054)

**摘要:** 土地利用变化直接影响着生态系统服务功能及生态安全,在县域尺度上定量分析区域土地利用类型及生态环境效应变化,可为地处干旱生态脆弱区的精河流域绿洲水、土资源合理开发利用提供科学依据。利用 1990、2000 和 2018 年 3 期影像,采用梯次环方法对研究区各土地利用类型生态系统服务价值进行时空分析,并基于生态环境质量指数和生态贡献率对土地利用类型转变后的生态环境效应进行辨识。结果表明:(1)1990—2018 年研究区土地利用变化明显,建设用地、耕地、水域和草地面积增加,林地和未利用地面积减少;(2)近 28 a 来,研究区生态系统服务价值整体变化较大,呈先降后增趋势,2018 年生态系统服务价值优于 1990 和 2000 年。以城市为中心的梯次环方法分析结果显示,1990 和 2000 年研究区南部地区生态系统服务价值整体高于北部地区,生态系统服务价值高值区出现在 S5~S7 梯次环;2018 年北部地区生态系统服务价值高于南部地区,生态系统服务价值高值区出现在 N6~N8 梯次环;(3)1990、2000 和 2018 研究区生态环境质量指数分别为 0.147、0.120 和 0.194。研究区土地荒漠化以及林地、草地转为未利用地是在土地利用层面导致生态环境退化的主要原因,未利用地转为林地、草地以及艾比湖水面的恢复是促使研究区生态环境质量改善的主要原因。

**关键词:** 土地利用; 生态系统服务价值; 生态环境效应; 精河流域

**中图分类号:** X87 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2021)09-1168-08

**Study on the Spatio-temporal Changes of Oasis Land Use and Ecosystem Service Value in Jinghe River Basin.** WU Zhao-peng<sup>1,2</sup>, ZHANG Jin-yan<sup>1</sup>, WANG Juan-juan<sup>1</sup>, LÜ Si-yu<sup>1</sup>, LI Bin-cai<sup>1</sup> (1. School of Geographical Science and Tourism, Xinjiang Normal University, Urumqi 830054, China; 2. Laboratory of Lake Environment and Resources in Arid Region of Xinjiang, Urumqi 830054, China)

**Abstract:** Land use change can directly affect ecosystem service function and ecological security. The quantitative evaluation of the eco-environmental effects of land use change at the county level can provide a scientific basis for the rational development and utilization of water and soil resources in the oasis of Jinghe River Basin. Three phases of images in 1990 (encouraging land reclamation), 2000 (implementing ecological protection) and 2018 (after implementing ecological protection) were used to calculate the land use types and introduce the method of echelon ring to analyze the ecosystem services value. Furthermore, the eco-environmental effects of land use change were identified by using the eco-environmental quality index and the ecological contribution rate. Results show that: (1) From 1990 to 2018, the land use in the study area changed significantly. The total area of construction land, cultivated land, water area and grassland increased while the total area of woodland and unused land decreased; (2) In the past 28 years, the ecosystem services value in the study area has changed greatly. The trend was to be decreased first and then increased. The overall ecosystem services value in 2018 is better than that in 1990 and 2000. Based on constructing a gradient loop which took the city as the center, the spatial characteristics of ecosystem service value were analyzed. Results indicate that the ecosystem services value of the southern parts of the study area was higher than the northern parts, and the high value appeared in S5-S7 echelon ring in 1990 and 2000. While in 2018 the ecosystem services value of the northern parts of the study area was higher than the southern parts, and the high value appeared in N6-N8 echelon ring (48-64 km); (3) The eco-environmental quality index of 1990, 2000 and 2018 were 0.147, 0.120 and 0.194, respectively. The main reasons for eco-environmental degra-

收稿日期: 2020-11-29

基金项目: 新疆维吾尔自治区高校科研计划(XJEDU20211021); 国家自然科学基金(41761113)

ation were land desertification and the transformation of forest and grassland into unused land, and the main causes for the improvement of eco-environment quality were the transformation of land use from unused land into forest and grassland and the restoration of Ebinur Lake.

**Key words:** land use; ecosystem service value; eco-environmental effect; Jinghe River Basin

生态系统服务是通过生态系统结构、过程及功能直接或间接获得的产品及服务,生态系统价值则是生态环境保护、生态经济价值核算的重要依据<sup>[1-3]</sup>。土地作为人类赖以生存的场所,土地利用类型数量和结构改变会直接造成生态系统服务功能及价值发生改变<sup>[4-6]</sup>。因此,土地利用变化及其对生态环境的影响已成为土地科学研究的热点问题之一<sup>[7-8]</sup>,但相关成果主要集中于土地利用变化和生态系统服务价值的单要素研究,对特定区域不同土地利用条件下生态系统环境效应的综合定量分析尚处于探索中。

精河流域拥有甘家湖梭梭林和艾比湖湿地2个国家级自然保护区,是我国典型干旱区内陆河流域,且面临的生态环境问题较为突出。随着精河流域在天山北坡经济带中的地位不断提升,人类开发利用活动产生的地下水位下降、地表植被退化和土壤盐渍化等生态问题也日益突显。该文采用空间梯度方法分析近28 a精河流域生态系统服务价值的变化,并在县域尺度对土地利用类型变化区域的生态环境效应进行定量评价,以期合理开发利用干旱区绿洲水、土资源,保障国家农业生态安全、生态环境建设和区域土地持续利用提供科学依据<sup>[9-10]</sup>。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区概况

精河流域位于新疆维吾尔自治区北部,天山支脉婆罗科努山北麓绿洲带末端,准噶尔盆地西南边缘,天山北坡经济带西端,东西以 $81^{\circ}46' \sim 83^{\circ}51' E$ 为界,南北以 $44^{\circ}02' \sim 45^{\circ}10' N$ 为界(图1),总面积为 $1.1275 \times 10^4 \text{ km}^2$ 。位于研究区最北部的艾比湖是准噶尔盆地最大的湖泊,也是新疆最大的咸水湖。研究区昼夜温差大,干燥少雨,蒸发量大,春季多风沙、浮尘天气,属典型的北温带干旱荒漠型大陆性气候区。

### 1.2 数据来源

空间遥感数据来源于中国地理空间数据云(<http://www.gscloud.cn>),包括1990年9月Landsat 5 TM、2000年9月Landsat 5 TM和2018年5月Landsat 8 TM数据,轨道号为P146/P029,图像空间分辨率为30 m,3期数据含云量均小于5%。参

照现有土地利用分类体系<sup>[11]</sup>及研究区特点,将土地利用类型划分为耕地、林地、草地、水域、建设用地和未利用地6个类型。20世纪90年代以来精河流域绿洲土地利用类型转换剧烈<sup>[12]</sup>。1990年之后,中央及地方政府推出一系列优惠政策,尤其在1998—1999年形成开荒热,允许并鼓励个人和集体开垦土地。2000年,艾比湖湿地自然保护区获新疆维吾尔自治区批准建立,标志着研究区全面开启环境保护工程。2017年,新疆维吾尔自治区提出严守水资源“三条红线”目标任务,进一步推进生态环境保护与修复。为此,选取特征明显的1990年(鼓励开垦土地)、2000年(实施生态保护工程)和2018年(实施生态保护工程后)3个时期土地利用情况进行对比分析。

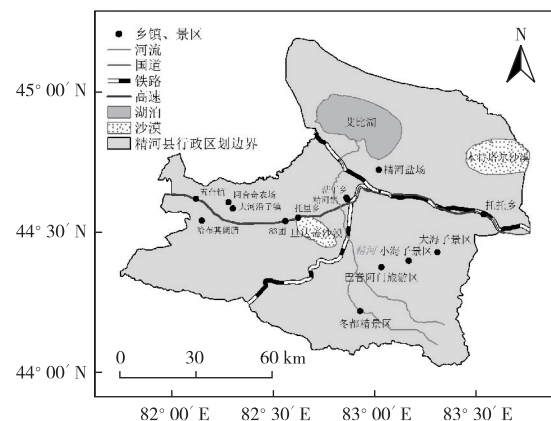


图1 研究区示意

Fig. 1 Location of the study area

研究区粮食产量和单价,GDP等社会经济数据来自1990—2018年精河年鉴和新疆统计年鉴以及精河县改革开放30年统计公报中农业和国民经济核算部分。

### 1.3 研究方法

#### 1.3.1 土地利用变化速率计算

土地利用动态度( $K$ )能直接反映研究区某种土地利用类型变化速度<sup>[13]</sup>,计算方法为

$$K = \frac{U_b - U_a}{U_a} \times \frac{1}{T} \times 100\% \quad (1)$$

式(1)中, $U_a$ 和 $U_b$ 分别为研究初期和末期某种土地利用类型面积, $\text{hm}^2$ ;  $T$ 为研究时段, a。

1.3.2 生态系统服务价值核算

生态系统服务价值计算以文献[14-16]中中国陆地生态系统服务价值当量因子表为参考,同时考虑到研究区实际情况,对其适用范围加以修正。其中,耕地、林地和未利用地分别对应中国陆地生态系统服务价值当量因子表中农田、森林和荒漠。基

于研究区粮食产量、单价及生产收益等数据,计算得到精河流域绿洲单个生态服务价值当量因子的经济价值量为 1 743.94 元·hm<sup>-2</sup>,并以该值与中国陆地生态系统服务价值当量因子表中数据相乘,得到研究区所有土地利用类型不同生态系统服务价值系数(表 1)。

表 1 研究区不同土地利用类型生态系统服务价值系数

Table 1 Ecosystem service value coefficients for different land use types in the study area 元·hm<sup>-2</sup>·a<sup>-1</sup>

功能类型	类别	耕地	林地	草地	未利用地	水域	建设用地
供给服务	食物生产	1 743.94	575.50	749.89	34.88	924.29	0
	原料生产	680.14	5 196.94	627.82	69.76	610.38	0
调节服务	气体调节	1 255.64	7 533.82	2 615.91	104.64	889.41	0
	气候调节	1 691.62	7 097.84	2 720.55	226.71	3 592.52	0
	水文调节	1 342.83	7 132.71	2 650.79	122.08	32 733.75	0
支持服务	土壤保持	2 563.59	7 010.64	3 906.43	296.47	715.02	0
	废物处理	2 424.08	2 999.58	2 302.00	453.42	25 897.51	0
	生物多样性	1 778.82	7 865.17	3 261.17	697.58	5 981.71	0
文化服务	美学景观	296.47	3 627.40	1 517.23	418.55	7 743.09	0
合计		13 777.13	49 039.59	20 351.78	2 424.08	79 087.68	0

采用生态系统服务价值计算公式[式(2)~(3)],计算研究区生态系统服务价值。

$$V_{ES,k} = A_k \times \sum C_{V,k}, \quad (2)$$

$$V_{ES} = \sum V_{ES,k} \quad (3)$$

式(2)~(3)中, $V_{ES,k}$ 为第  $k$  种土地利用类型生态系统服务价值,元·a<sup>-1</sup>; $A_k$ 为第  $k$  种土地利用类型面积,km<sup>2</sup>; $C_{V,k}$ 为第  $k$  种土地利用类型不同生态系统服务价值系数,元·hm<sup>-2</sup>·a<sup>-1</sup>; $V_{ES}$ 为区域生态系统服务总价值,元·a<sup>-1</sup>。

绿洲是干旱区人民生产生活的依托,城市作为绿洲的重要部分,其发展方向与土地利用类型息息相关。因此,为深入探讨研究区生态系统服务价值空间分布特征,采用梯次环分析方法评价生态系统服务价值。以 1990 年研究区建设用地质心为圆心,以 8 km 为半径,向北依次设 10 个梯次环,向南依次设 12 个梯次环,分别计算 1990、2000 和 2018 年各环内生态系统服务价值(图 2)。

为便于量化比较 1990、2000 和 2018 年研究区生态系统服务价值变化情况,采用变化量[式(4)]和变化率[式(5)]2 项指标分析变化状况。

$$V_j = V_{ji} - V_{jh}, \quad (4)$$

$$R_j = \frac{V_{ji} - V_{jh}}{V_{jh}} \quad (5)$$

式(4)~(5)中, $V_j$ 为第  $j$  梯次环从年份  $h$  到  $i$  的生态系统服务价值变化量; $R_j$ 为第  $j$  梯次环从年份  $h$  到  $i$

的生态系统服务价值变化率; $V_{ji}$ 和  $V_{jh}$ 分别为第  $j$  梯次环在年份  $i$  和  $h$  的生态系统服务价值,元·a<sup>-1</sup>; $j$ 为梯次环编号。

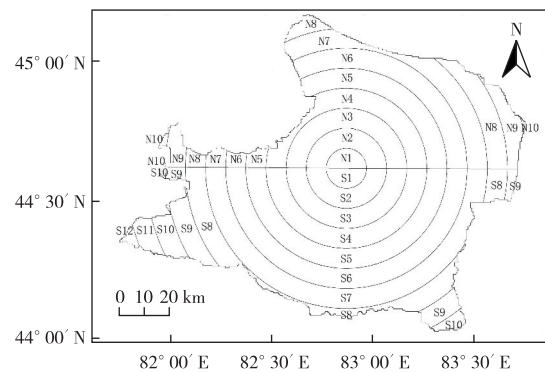


图 2 研究区梯次环编号

Fig. 2 The number of the echelon ring

1.3.3 生态环境效应指标构建

(1) 相对生态系统服务价值

各土地利用类型面积大小对生态系统服务价值有直接影响,为了更客观地评价各土地利用类型生态功能状况,采用相对生态系统服务价值来反映某个土地利用类型生态服务功能高低<sup>[17]</sup>。具体而言,针对各土地利用类型生态系统服务价值系数(表 1),在[0,1]区间内进行赋值,其中水域相对生态系统服务价值最高,赋值为 1.000,建设用地赋值为 0,其他土地利用类型相对生态系统服务价值依

据生态系统服务价值系数比例关系确定,即某一土地利用类型生态系统服务价值系数总和与水域生态系统服务价值系数总和相除,从而得到各土地利用类型相对生态系统服务价值<sup>[18]</sup>(表2)。

表2 1990—2018年研究区相对生态系统服务价值与生态环境质量指数

Table 2 The relative ecosystem service value and the ecological environment index of the study area from 1990 to 2018

土地利用类型	相对生态系统服务价值	生态环境质量指数		
		1990年	2000年	2018年
耕地	0.174	0.002	0.005	0.017
林地	0.620	0.042	0.012	0.037
草地	0.257	0.031	0.029	0.041
未利用地	0.031	0.023	0.024	0.018
水域	1.000	0.049	0.050	0.080
建设用地	0	0	0	0
合计		0.147	0.120	0.194

## (2) 生态环境质量指数

在特定时段内,某一种土地利用类型发生变化会导致区域生态质量随之发生改变,即每种土地利用类型在变化过程中体现出的生态服务价值流,会使局部区域生态服务价值升高或降低。参考我国不同陆地生态系统单位面积服务价值之间的比例关系<sup>[19]</sup>,结合新疆各土地利用类型生态环境效应及研究区实际情况,构建研究区生态环境质量指数。

$$E_t = \sum_{k=1}^n A_k C_k / TA \quad (6)$$

式(6)中, $E_t$ 为研究期 $t$ 生态环境质量指数; $k$ 为研究区土地利用类型数量; $A_k$ 为研究期 $t$ 内 $k$ 类土地利用类型面积, $\text{hm}^2$ ; $C_k$ 为 $k$ 类土地利用类型相对生

态系统服务价值; $T$ 为研究时段, $a$ ; $A$ 为研究区总面积, $\text{hm}^2$ 。

## (3) 土地利用类型变化的生态贡献率

土地利用类型在转变过程中会对区域生态环境质量产生影响,即每种变化的土地利用类型所蕴含的生态服务价值流会导致区域生态服务价值升高或降低<sup>[20]</sup>。如果分别从土地利用转化类型对区域生态环境改善和恶化2个方面的贡献进行分析,将有助于深入探讨区域生态环境变化的主导影响因素。以式(6)为基础,采用地图代数及研究区土地利用变化转移矩阵方法<sup>[21]</sup>,分析研究区土地利用类型变化对区域生态质量改变的贡献率[式(7)]。

$$E_{L,k} = (E_{L,t+1} - E_{L,t}) A_k / TA \quad (7)$$

式(7)中, $E_{L,k}$ 为 $k$ 类土地利用类型变化的贡献率; $E_{L,t}$ 和 $E_{L,t+1}$ 分别为某种土地利用类型在变化初期和末期对应的生态环境质量指数; $A_k$ 为 $k$ 类土地利用类型变化面积, $\text{hm}^2$ ; $T$ 为研究时段, $a$ ; $A$ 为研究区总面积, $\text{hm}^2$ 。

## 2 结果与分析

### 2.1 土地利用时空格局变化特征分析

采用ENVI 5.0平台,按照土地利用分类系统建立解译标志,通过监督分类得到研究区1990、2000和2018年土地利用类型变化空间数据。经野外实地检验,3期数据精确度均大于90%,符合研究要求。1990—2018年研究区土地利用类型在空间上分异明显(图3),其中,耕地连续片状分布于绿洲中西部,林、草地零星出现在绿洲边缘并集中于部分山区,以艾比湖为主体的水域主要位于研究区北部,未利用地分布广泛。

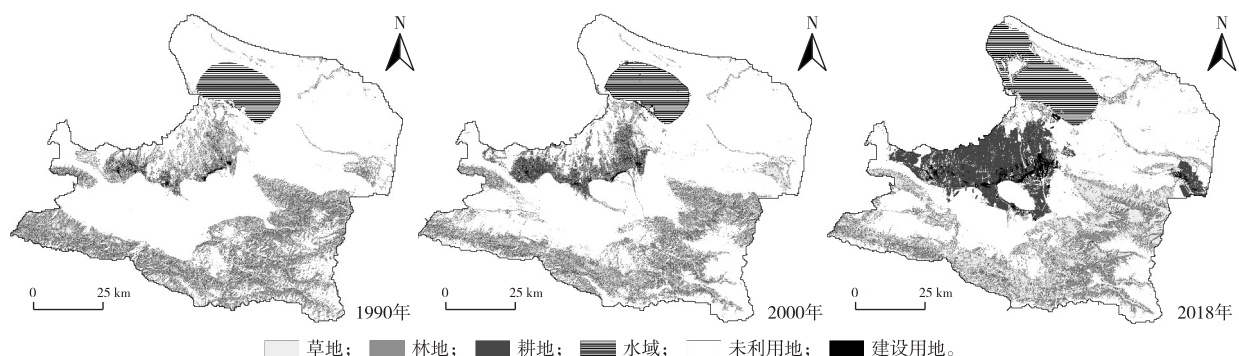


图3 1990、2000和2018年研究区土地利用变化

Fig. 3 Land use changes in the study area in 1990, 2000 and 2018

如表3所示,近30 a,耕地、草地、水域和建设用地面积增加,林地和未利用地面积减少。其中耕地

和建设用地面积增加幅度最大,动态度分别为28.32%和22.50%。分阶段具体来看,自1990年

(鼓励开垦土地)至2000年(实施生态保护工程)期间,耕地和建设用地动态度分别达15.38%和7.66%,居前两位,而同时期林地和草地则为面积减少的前两位,动态度分别为-7.24%和-0.54%。在2000年开始实施生态保护工程至2018年期间,建

设用地动态度增为17.4%,耕地动态度降为13.99%,林地、草地和水域面积皆大幅增加,动态度分别为12.32%、2.22%和3.31%,未利用地面积减幅明显,动态度为-1.39%,研究区生态保护工程实施取得一定实效。

表3 1990—2018年研究区土地利用变化及动态度

Table 3 Land use changes and dynamics in the study area from 1990 to 2018

土地利用类型	1990年		2000年		2018年		动态度/%		
	面积/hm <sup>2</sup>	占比/%	面积/hm <sup>2</sup>	占比/%	面积/hm <sup>2</sup>	占比/%	1990—2000年	2000—2018年	1990—2018年
耕地	12 196.4	1.12	30 954.4	2.83	108 920.0	9.96	15.38	13.99	28.32
林地	73 543.4	6.73	20 316.0	1.86	65 368.2	5.98	-7.24	12.32	-0.40
草地	131 576.0	12.04	124 459.0	11.39	174 154.0	15.93	-0.54	2.22	1.16
未利用地	820 257.0	75.03	859 520.0	78.63	644 786.0	58.99	0.48	-1.39	-0.76
水域	53 886.0	4.93	54 920.9	5.02	87 623.1	8.02	0.19	3.31	2.24
建设用地	1 682.2	0.15	2 971.4	0.27	12 278.5	1.12	7.66	17.40	22.50

2.2 生态系统服务价值变化分析

2.2.1 不同土地利用类型生态系统服务价值

1990—2018年研究区不同土地利用类型单位面积生态系统服务功能价值及总价值见表4。

表4 1990—2018年研究区土地利用类型生态系统服务价值

Table 4 Ecosystem service value of land use types in the study area from 1990 to 2018

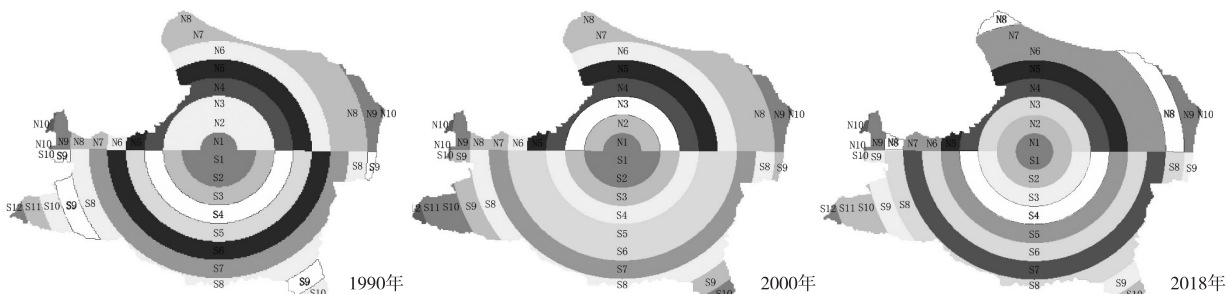
土地利用类型	单位面积服务价值/ (元·hm <sup>-2</sup> ·a <sup>-1</sup> )	总价值/亿元		
		1990年	2000年	2018年
耕地	13 777.13	1.68	4.26	15.01
林地	49 039.59	36.06	9.62	32.06
草地	20 351.78	26.78	25.33	35.44
未利用地	2 424.08	19.88	20.84	15.63
水域	79 087.68	42.62	43.44	69.29
建设用地	0	0	0	0
总计		127.02	103.83	167.43

如表4所示,研究区生态系统服务价值总体上呈现先降低再增加趋势,由1990年的127.02亿元降低到2000年的103.83亿元,再增加至2018年的

167.43亿元,1990—2018年共增加40.41亿元。其中,耕地和水域服务价值持续增加,水域增加幅度最大;林地和草地服务价值均呈现先减后增趋势,未利用地服务价值则呈现先增后减趋势。

2.2.2 生态系统服务价值空间分布特征

研究区1990、2000和2018年生态系统服务价值梯次环分析见图4。自城市中心向外,生态系统服务价值在研究区南部和北部均表现为先升后降趋势。1990和2000年,研究区南部地区生态系统服务价值整体高于北部地区,且1990年最高。其中,南部高值区分布在S5~S7梯次环,主要位于城市南部40~56 km的山区林草地带,北部高值区分布在N4~N5梯次环,位于距城市中心32~40 km的国家级自然保护区艾比湖湿地范围。2018年研究区整体生态系统服务价值高于1990和2000年,且北部地区生态系统服务价值高于南部地区,其中北部N6~N8梯次环生态系统服务价值明显升高,这与2000年研究区实施生态保护工程带来的生态环境质量改善息息相关。



生态系统服务价值/亿元: ■ >0.5; ■ >0.5~1.5; ■ >1.5~3.0; □ >3.0~5.0; □ >5.0~7.5; ■ >7.5~10.5; ■ >10.5~18.0; ■ >18.0~22.0; ■ >22.0~30.0。

图4 研究区各梯次环生态系统服务价值

Fig. 4 Ecosystem service value of each echelon ring in the study area

计算不同时段同一梯次环生态服务价值变化量,若变化量为负值表示该环生态系统服务价值下降,反之则表示价值上升,并统计各时段梯次环生态系统服务价值变化率(图5)。

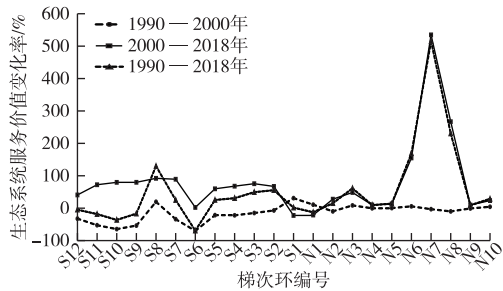


图5 研究区各梯次环生态系统服务价值变化率

Fig. 5 Curve of change rate of ecosystem service value of each echelon ring in the study area

如图5所示,总体而言,1990—2018年研究区生态系统服务价值变化率较小区域主要集中在S9~S12梯次环,主要位于研究区西南部山地,S6梯次环生态系统服务价值变化率最小,位于距离城市32 km的绿洲与荒漠交界地区以及耕地快速开发区域;除城市区域外,北部地区生态系统服务价值变化率均呈明显上升趋势,其中位于艾比湖湿地保护区的N7梯次环生态系统服务价值变化率最大,这与近年来科学管理及改善艾比湖自然保护区生态环境相关。1990—2000年研究区生态系统服务价值变化率较平稳,位于城市区域的S1梯次环和位于绿洲发展区的S8梯次环生态系统服务价值变化率为正值且变化不明显,南部其他梯次环生态系统服务价值变化率均为负值,位于艾比湖边缘的N7~N9梯次环生态系统服务价值变化率波动不大。2000—2018年研究区生态系统服务价值变幅较大,其中位于城市区域的N1和S1梯次环生态系统服务价值有所下降,其他各梯次环均呈上升趋势,尤其以位于生态保护区的N6~N8梯次环上升最明显,这表明该时期研究区实施的天然林保护工程及艾比湖流域生态恢复政策效果明显。

### 2.3 生态环境效应分析

#### 2.3.1 生态环境质量指数时空变化特征

生态环境质量指数计算结果表明,1990—2018年研究区生态环境质量指数从0.147上升到0.194,增幅为4.4%,生态环境质量整体呈现好转并上升趋势;1990—2000年生态环境质量指数下降到0.120,降幅为2.7%,生态环境有轻微恶化,其主要原因是林草地面积大量减少;2000—2018年生态

环境质量指数上升到0.194,增幅为7.4%,生态环境有所改善,主要是由于水域、林地和草地面积大幅度增加。总体而言,在大时间尺度内,研究区生态环境质量相对稳定,但同时呈现出恶化和改善2种状态(图6)。

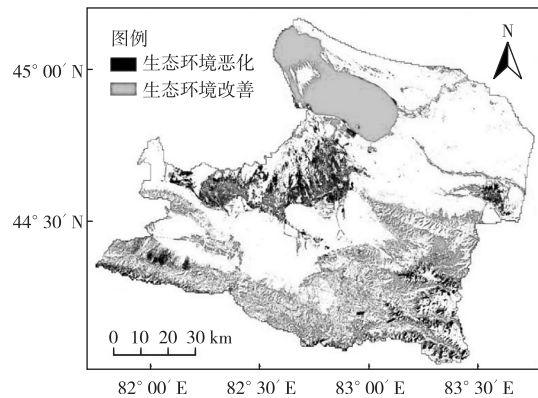


图6 1990—2018年研究区生态环境质量变化分布

Fig. 6 Distribution of ecological environment quality changes in the study area from 1990 to 2018

#### 2.3.2 土地利用变化的生态贡献率分析

1990—2018年研究区土地利用类型对生态环境质量的生态贡献率计算结果(表5)表明,土地利用变化对生态环境改善的贡献率高于对生态环境恶化的贡献率。

表5 1990—2018年研究区生态环境变化的主导土地利用变化类型贡献率

Table 5 Contribution rate of dominant land use change types in the study area from 1990 to 2018

生态环境质量改善		生态环境质量恶化	
土地利用类型变化	贡献率	土地利用类型变化	贡献率
水域持续为水域	0.001 5	林地持续为林地	-0.000 2
草地转为林地	0.000 1	林地转为未利用地	-0.000 4
草地持续为草地	0.000 6	草地转为建设用地	-0.000 1
未利用地转为水域	0.001 8	草地转为未利用地	-0.000 3
未利用地转为林地	0.000 2	草地转为耕地	-0.000 3
未利用地转为草地	0.001 5	未利用地转为建设用地	-0.000 1
耕地持续为耕地	0.000 1	未利用地持续为未利用地	-0.002 8
		未利用地转为耕地	-0.000 4
合计	0.005 8		-0.004 6

如表5所示,土地利用类型变化导致研究区生态环境质量恶化的主要原因是未利用地持续为未利用地、未利用地转为建设用地、未利用地转为耕地,占总贡献率的71%;其次是由于林地和草地转为其他土地利用类型。研究区生态环境质量改善的主要原因是未利用地分别转为水域、林地和草

地,生态系统服务价值提高,这些土地利用类型变化的贡献率占总贡献率的60%;其次是由于其他土地利用类型转为林地和草地。由此可见,草地、水域和林地的变化是影响区域生态环境质量变化的主要因素,天然林草保护、退耕还林还草和合理利用水资源是改善区域生态环境质量的有效手段。

### 3 讨论

人类活动是造成研究区生态系统退化的重要诱因。研究区人口在过去28 a中呈现快速增长趋势,从1990年的10.06万人增加到2018年的14.33万人,增长近1.4倍;GDP从1990年的20 767万元增长到2018年的809 867万元,扩大近39倍,研究区人口增加与土地利用变化密切相关。从自然因素看,1990—2018年研究区年平均气温呈现上升趋势,年平均降水量也从104.18 mm上升到122.18 mm。气候变化在影响河流和湖泊水量变化的同时,也间接增强了土地利用类型变化对区域生态系统稳定性的影响。

总体而言,由于自然演替加上绿洲农业开发带来的过度灌溉和垦荒,2000年之前研究区生态环境质量状况较差。尽管在研究时段后期生态环境质量有所改善,但前期超过生态系统自身调控恢复弹性范围的绿洲开发的影响仍不可忽视。其中,导致生态环境质量变化的核心因素是艾比湖流入水量减少,关键因素是研究区地表植被破坏,而主要驱动因素是裸露的艾比湖湖底在阿拉山口大风口作用下导致的沙尘天气。具体而言,研究区北部的艾比湖水域保护区(以193 m等深线为界),对整个流域生态环境起着决定性的稳定作用,需要进一步发挥“引喀济艾”跨流域调水工程生态效应并加强保护区湿地生物多样性保护。研究区东北部奎屯河尾间地带的荒漠植被(胡杨林)分布区和甘家湖自然保护区,在防治沙漠化过程中发挥着重要的生态屏障功能,因此要充分保障其生态需水,以维护研究区生态安全。研究区中部的绿洲城镇及周边农田分布区域,既是研究区人类活动最频繁的地区,也是生态效益的主要服务对象,更是人类影响生态环境变化的策源地,需要严格执行水定地政策及各业发展规划,减低人类活动对土地资源的掠夺性利用。同时,为确保区域交通动脉不会因生态环境恶化受到影响,应结合阿拉山口主风道(艾比湖南岸)治理,重点恢复荒漠植被的防风固沙生态功能。在研究区南部的山地林草及水源涵养区,要通过合理规划定禁、限牧区确保草地生态系统和生物多样性,

同时利用人工草地经济功能置换天然草场生态功能。

### 4 结论

在土地利用分类基础上,确定精河流域绿洲土地生态系统服务价值,并采用生态环境质量指数和生态贡献率对土地利用类型变化的生态环境效应进行分析。研究结论如下:

(1) 由于人类生产活动及自然因素影响,2000—2018年精河流域绿洲土地利用类型发生较大改变。在城市化进程中,研究区建设用地和耕地面积加速扩展,草地和水域在各项保护措施下得以恢复。其中,1990—2000年林地和草地面积减少,耕地、建设用地面积则呈增加趋势。2000—2018年研究区实施退耕还林还草工程、天然林保护项目、艾比湖生态治理及输水工程,研究区林地、草地和水域面积增加。

(2) 以2000年为节点,精河流域绿洲生态系统服务价值呈先降后增特征。1990、2000和2018年研究区生态系统服务价值分别为127.02亿、103.83亿和167.43亿元。梯次环空间分析结果表明,1990和2000年研究区南部地区生态系统服务价值高于北部地区,2018年北部地区生态系统服务价值高于南部地区。

(3) 生态环境质量指数计算结果表明,研究区生态环境系统总体处于良性发展状态。从土地利用类型变化贡献率可以看出,1990—2000年生态环境质量下降的主要原因是林地、草地转为未利用地、耕地和建设用地,2000—2018年生态环境质量再次提升的主要原因是未利用地转为水域、林地和草地。

#### 参考文献:

- [1] 谢高地,张彩霞,张昌顺,等.中国生态系统服务的价值[J].资源科学,2015,37(9):1740-1746. [XIE Gao-di, ZHANG Cai-xia, ZHANG Chang-shun, et al. The Value of Ecosystem Services in China[J]. Resources Science, 2015, 37(9): 1740-1746.]
- [2] 余晓芳,安裕伦,安宁,等.喀斯特山区都市土地利用变化与ESV关系研究:以贵州省贵阳市为例[J].江苏农业科学,2017,45(9):217-222.
- [3] 张雪琪,满苏尔·沙比提,马国飞.叶尔羌河流域土地覆被生态服务价值变化分析[J].环境科学与技术,2018,41(6):152-160. [ZHANG Xue-qi, MANSUR · Shabiti, MA Guo-fei. Analysis on the Change of Land Use/Cover Ecological Service Value in Yarkand River Basin[J]. Environmental Science & Technology, 2018, 41(6): 152-160.]
- [4] LAUTENBACH S, KUGEL C, LAUSCH A, et al. Analysis of

- Historic Changes in Regional Ecosystem Service Provisioning Using Land Use Data[J]. *Ecological Indicators*, 2011, 11(2): 676-687.
- [5] 温璐, 宋洁, 张慧超, 等. 近30年乌兰布和沙漠生态系统服务价值评估[J]. *干旱区资源与环境*, 2020, 34(12): 57-64. [WEN Lu, SONG Jie, ZHANG Hui-chao, *et al.* Dynamics of Ecosystem Service Value in Ulan Buh Desert from 1990 to 2018[J]. *Journal of Arid Land Resources and Environment*, 2020, 34(12): 57-64.]
- [6] 岳杻筱, 薛亮. 陕西省土地利用与生态系统服务价值动态研究[J]. *中国农业大学学报*, 2020, 25(10): 20-30. [YUE Yi-xiao, XUE Liang. Study on the Dynamics of Land Use and Ecosystem Services Value in Shaanxi Province[J]. *Journal of China Agricultural University*, 2020, 25(10): 20-30.]
- [7] 李婧昕, 许尔琪, 张红旗. 关键驱动力作用下的新疆生态系统服务时空格局分析[J]. *中国农业资源与区划*, 2019, 40(5): 9-20. [LI Jing-xin, XU Er-qi, ZHANG Hong-qi. Spatio-temporal Pattern and Hotspots Migration under Core Driving Force of Ecosystem Services of Xinjiang[J]. *Chinese Journal of Agricultural Resources and Regional Planning*, 2019, 40(5): 9-20.]
- [8] 黄烈佳, 杨鹏. 基于机器学习的武汉城市圈土地生态安全格局识别与优化策略[J]. *生态与农村环境学报*, 2020, 36(7): 862-869. [HUANG Lie-jia, YANG Peng. Identification and Optimization of Land Ecological Security Pattern in Wuhan Metropolitan Area Based on Machine Learning[J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2020, 36(7): 862-869.]
- [9] 师庆三, 王智, 吴友均, 等. 新疆生态系统服务价值测算与NPP的相关性分析[J]. *干旱区地理*, 2010, 33(3): 427-433. [SHI Qing-san, WANG Zhi, WU You-jun, *et al.* Calculation of Ecosystem Services Value and Correlation with Net Primary Production (NPP) in Xinjiang[J]. *Arid Land Geography*, 2010, 33(3): 427-433.]
- [10] 古丽波斯坦·巴图, 丁建丽, 李艳菊. 干旱区土地利用/覆盖变化与生态环境效应研究: 以渭-库绿洲为例[J]. *草地学报*, 2018, 26(1): 53-61. [GULIBOSITAN·Batu, DING Jian-li, LI Yan-ju. Land Use/Land Cover Change and Its Environmental Effects in Ugan-Kuqa River Delta Oasis[J]. *Acta Agrestia Sinica*, 2018, 26(1): 53-61.]
- [11] 孙璐, 张友静, 张滔. 黄河源区土地利用/覆盖生态服务功能价值评价及时空预测[J]. *地理与地理信息科学*, 2014, 30(5): 99-104. [SUN Lu, ZHANG You-jing, ZHANG Tao. Valuation of Ecosystem Services Based on Land Use and Land Cover in Source Region of the Yellow River[J]. *Geography and Geo-information Science*, 2014, 30(5): 99-104.]
- [12] 王范霞, 毋兆鹏. 近40a来精河流域绿洲土地利用/土地覆被时空动态演变[J]. *干旱区资源与环境*, 2013, 27(2): 150-155. [WANG Fan-xia, WU Zhao-peng. The Dynamic Progression of Temporal and Spatial Changes of the Land Use/Land Cover in Jinghe Valley Oasis[J]. *Journal of Arid Land Resources and Environment*, 2013, 27(2): 150-155.]
- [13] 贺可, 吴世新, 杨怡, 等. 近40a新疆土地利用及其绿洲动态变化[J]. *干旱区地理*, 2018, 41(6): 1333-1340. [HE Ke, WU Shi-xin, YANG Yi, *et al.* Dynamic Changes of Land Use and Oasis in Xinjiang in the Last 40 Years[J]. *Arid Land Geography*, 2018, 41(6): 1333-1340.]
- [14] 谢高地, 甄霖, 鲁春霞, 等. 一个基于专家知识的生态系统服务价值化方法[J]. *自然资源学报*, 2008, 23(5): 911-919. [XIE Gao-di, ZHEN Lin, LU Chun-xia, *et al.* Expert Knowledge Based Valuation Method of Ecosystem Services in China[J]. *Journal of Natural Resources*, 2008, 23(5): 911-919.]
- [15] 胡瑞法, 冷燕. 中国主要粮食作物的投入与产出研究[J]. *农业技术经济*, 2006(3): 2-8.
- [16] 张晓楠, 宋宏利, 李振杰. 基于地统计学的区域生态服务价值空间分异规律研究[J]. *水土保持研究*, 2012, 19(6): 168-171, 175. [ZHANG Xiao-nan, SONG Hong-li, LI Zhen-jie. Study on Spatial Distribution of Regional Ecosystem Service Value Based on Geostatistics[J]. *Research of Soil and Water Conservation*, 2012, 19(6): 168-171, 175.]
- [17] 陈治金, 骆梁笑, 米庆志. 基于RS的土地利用变化对景观生态环境的影响分析: 以罗定市为例[C]//2019中国城市规划年会论文集. 重庆: 中国城市规划学会, 2019: 1037-1047.
- [18] 黄凤, 吴世新, 唐宏. 基于遥感与GIS的新疆近18a来LUCC的生态环境效应分析[J]. *中国沙漠*, 2012, 32(5): 1486-1493. [HUANG Feng, WU Shi-xin, TANG Hong. Response of Ecological Environment to Land Use/Cover Change in Xinjiang during 1990-2008 Based on Remote Sensing and GIS[J]. *Journal of Desert Research*, 2012, 32(5): 1486-1493.]
- [19] 喻锋, 李晓波, 张丽君, 等. 中国生态用地研究: 内涵、分类与时空格局[J]. *生态学报*, 2015, 35(14): 4931-4943. [YU Feng, LI Xiao-bo, ZHANG Li-jun, *et al.* Study of Ecological Land in China: Conception, Classification, and Spatial-temporal Pattern[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2015, 35(14): 4931-4943.]
- [20] 陈秋雨. 区域土地利用变化及其生态环境质量评价: 以大理市为例[D]. 昆明: 云南财经大学, 2018. [CHEN Qiu-yu. Research on Land Use Change and Evaluation of Ecological Environment Quality: A Study Case in Dali City[D]. Kunming: Yunnan University of Finance and Economics, 2018.]
- [21] 张海龙, 蒋建军, 解修平, 等. 基于GIS与马尔可夫模型的渭河盆地景观动态变化研究[J]. *干旱区资源与环境*, 2005, 19(增刊1): 119-124. [ZHANG Hai-long, JIANG Jian-jun, XIE Xiuping, *et al.* Analysis on Landscape Dynamics of Weihe Basin Based on GIS and Markov Methods[J]. *Journal of Arid Land Resources and Environment*, 2005, 19(Suppl.1): 119-124.]

作者简介: 毋兆鹏(1976—), 男, 陕西西安人, 教授, 博士, 主要从事3S技术与绿洲资源开发研究。E-mail: wuzhaopengxj@sina.com

(责任编辑: 王昌群)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2020.0862

高帅,刘威,张帅,等.江苏东台条子泥和如东湿地越冬水鸟多样性研究[J].生态与农村环境学报,2021,37(9):1176-1182.

GAO Shuai, LIU Wei, ZHANG Shuai, et al. Diversity of Wintering Waterbirds in Tiaozini Wetland of Dongtai and Rudong Wetland, Jiangsu Province[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2021, 37(9): 1176-1182.

## 江苏东台条子泥和如东湿地越冬水鸟多样性研究

高帅<sup>1</sup>, 刘威<sup>2</sup>, 张帅<sup>1</sup>, 伊剑锋<sup>2①</sup>, 王征<sup>1②</sup> (1. 南京林业大学生物与环境学院, 江苏南京 210037; 2. 生态环境部南京环境科学研究所, 江苏南京 210042)

**摘要:** 江苏东台条子泥和如东湿地是东亚-澳大利西亚水鸟迁徙路线上的重要节点,是水鸟重要中转停歇地和越冬地。分别于2017—2020年冬季采用样点法对东台条子泥和如东湿地越冬水鸟种类、数量及生境类型进行调查。结果表明,2处湿地共记录水鸟52种,隶属于8目13科;其中,东台条子泥湿地记录到水鸟8目12科42种,累计有5种水鸟单次调查数量超过该物种全球种群数量1%的标准;如东湿地记录到水鸟6目11科43种,累计有3种越冬水鸟数量达到该物种全球数量1%的标准。不同年份间2处湿地水鸟物种数、数量和多样性指数均不存在显著差异,东台条子泥湿地水鸟密度显著大于如东湿地。水塘和滩涂是湿地越冬水鸟分布的主要生境,东台条子泥和如东湿地在这2种生境中的水鸟类群组成、群落相似性指数和多样性指数方面均存在一定差异。研究结果表明,东台条子泥和如东湿地是重要的水鸟越冬地,两地间水鸟多样性差异与生境利用和人为干扰等因素有关。针对水鸟及栖息地保护和管理提出合理建议。

**关键词:** 东台条子泥湿地; 如东湿地; 越冬水鸟; 多样性; 生境利用

**中图分类号:** X176; Q145 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2021)09-1176-07

**Diversity of Wintering Waterbirds in Tiaozini Wetland of Dongtai and Rudong Wetland, Jiangsu Province.** GAO Shuai<sup>1</sup>, LIU Wei<sup>2</sup>, ZHANG Shuai<sup>1</sup>, YI Jian-feng<sup>2①</sup>, WANG Zheng<sup>1②</sup> (1. College of Biology and the Environment, Nanjing Forestry University, Nanjing 210037, China; 2. Nanjing Institute of Environmental Sciences, Ministry of Ecology and Environment, Nanjing 210042, China)

**Abstract:** The Tiaozini wetland in Dongtai and Rudong wetland are important nodes on the East Asian-Australasian Flyway which serve as important stopovers and wintering sites for waterbirds. In the winters of 2017-2020, the diversity and habitat utilization of wintering waterbirds in the Tiaozini and Rudong wetlands were surveyed by a sampling method. A total of 52 species of waterbirds were found in the two wetlands, belonging to 8 orders and 13 families. Specifically, 42 waterbird species from 8 orders and 12 families were recorded in the Tiaozini wetland, and the wintering population of five species in a single survey exceeded 1% of their global populations. In addition, 43 waterbird species from 6 orders and 11 families were recorded in the Rudong wetland. The wintering population of three species in a single survey exceeded 1% of their global populations. There were no significant differences in the species number of waterbirds, number of individual waterbirds, or diversity index between the two wetlands in different years. The waterbird density of the Tiaozini wetland was significantly higher than that of the Rudong wetland. Ponds and tidal flats were the main habitats for wintering waterbirds. The species composition, community similarity index, and diversity index of the waterbirds in the two habitats of the Dongtai and Rudong wetlands were different. Some reasonable suggestions for the protection and management of waterbirds and their habitats are put forward. Enhancing active waterbird monitoring should play an important ecological role in the protection of East Asian-Australasian Flyways.

**Key words:** Tiaozini wetland in Dongtai; Rudong wetland; wintering waterbird; diversity; habitat utilization

收稿日期: 2020-10-30

基金项目: 生态环境部生物多样性调查、观测和评估项目; 江苏高校优势学科建设工程资助项目(PAPD)

① 通信作者 E-mail: yijianfeng11@163.com

② 共同通信作者 E-mail: zhengw1028@163.com

滨海湿地是全球生物多样性最丰富的自然生态系统之一,是海陆交互作用下形成的生态交错带<sup>[1-2]</sup>。滨海湿地为众多水鸟提供充足的食物和栖息资源,对保护生物多样性具有重要积极作用<sup>[2-3]</sup>。鸟类作为湿地中主要的高等动物类群之一,是湿地生态系统重要组成部分,水鸟群落组成及数量是湿地生态系统评价和观测的重要指标,其种群变化也客观反映湿地的干扰及变化<sup>[4]</sup>。因此,对滨海湿地水鸟群落结构和多样性进行研究,不仅可为湿地水鸟保护对策制定提供科学依据,还对滨海湿地资源保护与管理具有参考价值<sup>[5]</sup>。

黄渤海湿地作为全球重要的滨海湿地生态系统,是东亚-澳大利西亚水鸟迁徙路线的关键枢纽<sup>[6]</sup>。江苏东台条子泥湿地和如东湿地是黄渤海湿地重要组成部分,为迁徙水鸟提供了重要的中途停歇地和越冬地。2处湿地不仅鸟类资源非常丰富,更是全球极危鸟类勺嘴鹬(*Calidris pygmaea*)的重要迁徙停歇地<sup>[7-10]</sup>。已有大量研究针对东台条子泥和如东湿地的迁徙水鸟,特别是勺嘴鹬进行了专题调查,但涉及越冬期鸟类的专项研究依然匮乏,这不利于该地区鸟类全面保护<sup>[11-12]</sup>。此外,随着近年来对滨海湿地的围垦和开发建设,越冬水鸟栖息地面积不断减少,湿地水鸟多样性也势必受到影响<sup>[13-15]</sup>。因此,为更加全面掌握滨海湿地越冬水鸟资源状况,选取东台条子泥和如东湿地作为研究地,于2017—2020年采用样点法对越冬水鸟多样性进行调查,并以此分析越冬水鸟多样性及生境利用情况,以期为区域鸟类资源评估、湿地资源保护与管理提供参考依据。

## 1 研究区概况

东台市地处江苏沿海中部,苏北平原东部,东临黄海,地理位置为 $32^{\circ}33' \sim 32^{\circ}57' \text{ N}$ 、 $120^{\circ}07' \sim 120^{\circ}53' \text{ E}$ ,市域总面积为 $3\,175.67 \text{ km}^2$ 。东台位于中纬度亚洲大陆东岸,属亚热带和暖温带过渡区,常年平均气温为 $15.0 \text{ }^{\circ}\text{C}$ ,年平均降水量为 $1\,061 \text{ mm}$ 。该研究区域位于东台条子泥湿地,湿地南北长约 $18 \text{ km}$ ,东西宽约 $3 \text{ km}$ ,主要由沿海滩涂和内陆水塘生境组成。滩涂生境是天然湿地,沿岸长有互花米草等植物,退潮时露出大面积光滩,为水鸟觅食提供重要场所;内陆水塘生境为人造水塘,在水鸟越冬期间为雁鸭类主要停歇与觅食区域。

如东县位于江苏省东南部,该县东面和北面濒临黄海,地理位置为 $32^{\circ}12' \sim 32^{\circ}36' \text{ N}$ 、 $120^{\circ}42' \sim 121^{\circ}22' \text{ E}$ ,该地属北亚热带海洋性季风气候区,常

年平均气温为 $15.0 \text{ }^{\circ}\text{C}$ ,年平均降水量为 $850 \sim 1\,280 \text{ mm}$ <sup>[13]</sup>。如东海岸线全长 $106 \text{ km}$ ,近海资源较为丰富,浅水贝类多达 $50$ 种以上,吸引了大量越冬水鸟。如东湿地生境与东台条子泥湿地相似,即沿海滩涂与内陆水塘生境并存,但如东湿地内陆水塘周围开发建设现象较为严重。

## 2 研究方法

### 2.1 调查方法

2017—2020年每年冬季(1—2月)选择合适的潮汐时间,采用样点法对越冬水鸟进行调查。在东台条子泥湿地选取 $10$ 个样点,各样点间隔 $1 \sim 2 \text{ km}$ ;在如东湿地沿海岸线间隔选取 $14$ 个样点。两地选取样点的主要生境类型为水塘和滩涂,观察范围均为半径 $1 \text{ km}$ 的圆形区域(图1)。在大潮汛时高潮点前后 $2 \text{ h}$ 内进行调查,采用KOWA双筒望远镜( $10 \times 42$ )和SWAROVSKI单筒望远镜(ATS 80HD)观察水鸟,记录各样点区域水鸟种类、数量、生境类型和干扰程度等信息。调查时仅统计从样点区域外向区域内飞入的鸟类,从区域内飞出的鸟类则不记录。当鸟类集群数量较少时,直接记录鸟类种类、数量;当鸟类集群数量较多,且鸟类又处于频繁活动状态,无法准确统计鸟类数量时,辅以拍照方式估计水鸟集群数量<sup>[16]</sup>。4 a间调查时间同期,前后间隔不超过 $10 \text{ d}$ 。

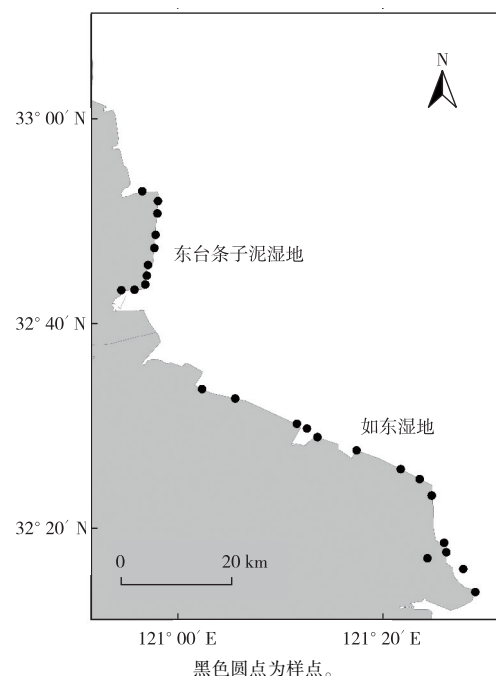


图1 东台条子泥和如东湿地调查样点分布示意  
Fig. 1 Distribution of survey sample points in Dongtai and Rudong wetlands

## 2.2 数据分析

鸟类分类系统划分依据《中国鸟类分类与分布名录》<sup>[17]</sup>。鸟类优势度( $P$ )依据每种鸟类数量占鸟类总数量的比例确定,当 $P \leq 1\%$ 时,为偶见种;当 $1\% < P \leq 10\%$ 时,为常见种;当 $P > 10\%$ 时,为优势种<sup>[18]</sup>。鸟类密度( $D$ ,只· $\text{hm}^{-2}$ )计算公式为 $D = N/\pi r^2$ 。其中, $N$ 为样线内记录的鸟类数量,只; $r$ 为样点半径, $10^3$  m。采用 Shannon-Wiener 多样性指数( $H'$ )、Pielou 均匀度指数( $J$ )和 Simpson 优势度指数( $C$ )计算水鸟群落多样性,采用 Sorensen 相似性指数( $S'$ )比较水鸟群落相似性<sup>[19-20]</sup>。 $H'$ 、 $J$ 、 $C$ 和 $S'$ 的计算公式分别为

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

$$J = H' / \ln S, \quad (2)$$

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

$$S' = 2c / (a+b). \quad (4)$$

表 1 东台条子泥和如东湿地水鸟物种组成

Table 1 Species composition of waterbirds in Dongtai and Rudong wetlands

湿地	水鸟 种数	雁形目		鸨形目		鹈形目		鸬鹚目		其他	
		种数	占比/%	种数	占比/%	种数	占比/%	种数	占比/%	种数	占比/%
东台条子泥	42	17	40.48	14	33.34	4	9.52	3	7.14	4	9.52
如东	43	14	32.55	18	41.86	5	11.63	3	6.98	3	6.98

东台条子泥湿地共记录水鸟 42 种,隶属于 8 目 12 科,其中雁形目鸟类 17 种,鸨形目鸟类 14 种。从种群数量上看,鸨形目和雁形目鸟类较多;骨顶鸡(*Fulica atra*)、黑腹滨鹬(*Calidris alpina*)和红头潜鸭(*Aythya ferina*)为该区域优势种。调查共记录国家 I 级重点保护鸟类 1 种,即黑嘴鸥(*Larus saundersi*);国家 II 级重点保护鸟类 2 种:黑颈鸬鹚(*Podiceps nigricollis*)和白腰杓鹬(*Numenius arquata*)。根据世界自然保护联盟(IUCN)濒危物种红色名录,调查共记录易危(VU)物种 1 种,即黑嘴鸥;近危(NT)物种 2 种:罗纹鸭(*Anas falcata*)、白腰杓鹬。累计共有黑嘴鸥、蛎鹬(*Haematopus ostralegus*)、白腰杓鹬、环颈鸨(*Charadrius alexandrinus*)、灰鸨(*Pluvialis squatarola*) 5 种水鸟单次调查数量超过该物种全球种群数量 1% 的标准。

如东湿地共记录水鸟 43 种,隶属于 6 目 11 科,其中雁形目鸟类 14 种,鸨形目鸟类 18 种。从种群数量上看,鸨形目鸟类最多,雁形目其次;黑腹滨鹬为该区域优势种。调查共记录国家 I 级重点保护鸟类 2 种:黑嘴鸥和黑脸琵鹭(*Platalea minor*);国家 II 级重点保护鸟类 4 种:白琵鹭(*Platalea*

式(1)~(4)中, $S$ 为鸟类数量; $P_i$ 为第 $i$ 种鸟类优势度; $c$ 为 2 个群落共有物种数; $a$ 和 $b$ 分别为群落 A 和 B 物种数。

数据处理和统计分析采用 SPSS 20.0 软件。所有数据在做进一步统计检验前,采用 Kolmogorov-Smirnov 方法检验数据是否符合正态分布。采用单因素方差(one-way ANOVA)分析东台条子泥和如东湿地 4 a 间鸟类种类、数量、密度和多样性的差异。描述性统计值用平均值±标准误表示,显著性水平设为 $\alpha = 0.05$ 。

## 3 结果与分析

### 3.1 2 处湿地越冬水鸟物种组成

2017—2020 年冬季,东台条子泥和如东湿地共记录越冬水鸟 8 目 13 科 52 种 71 707 只。2 处湿地共有水鸟种类为 33 种,水鸟 Sorensen 相似性指数为 0.78,表明两地水鸟在目水平的物种组成上具有一定差异(表 1)。

*leucorodia*)、大天鹅(*Cygnus cygnus*)、黑颈鸬鹚和白腰杓鹬。据 IUCN 红色名录,调查共记录濒危(EN)物种 1 种:黑脸琵鹭;易危(VU)物种 1 种:黑嘴鸥;近危(NT)物种 3 种:罗纹鸭、白腰杓鹬、大天鹅。累计共有白腰杓鹬、蛎鹬和罗纹鸭 3 种水鸟单次调查数量超过该物种全球种群数量 1% 的标准。

### 3.2 鸟类群落的年际间比较

从年际间水鸟种类(表 2)来看,东台条子泥湿地 2020 年水鸟种类最多,为 34 种;2018 年最少,为 27 种。如东湿地 2017 和 2020 年水鸟种类均为 33 种;2019 年水鸟种类最少,为 25 种(表 2)。但 4 a 间东台条子泥( $F_{3,36} = 0.643$ ,  $P = 0.592$ )和如东( $F_{3,52} = 1.107$ ,  $P = 0.355$ )湿地水鸟种类均无显著年际间差异。

从年际间水鸟数量(表 2)来看,东台条子泥湿地 2017 到 2019 年水鸟数量呈上升趋势,2019 年水鸟数量最多,但 2020 年数量锐减。如东湿地 2017 到 2019 年水鸟数量亦呈上升趋势,而 2020 年数量有小幅下降。但 4 a 间东台条子泥湿地( $F_{3,36} = 0.723$ ,  $P = 0.545$ )和如东湿地( $F_{3,52} = 0.616$ ,  $P = 0.608$ )水鸟数量均无显著年际间差异。

从年际间多样性指数(表2)来看,东台条子泥和如东湿地具有相似的年际间变化趋势。2处湿地2019年水鸟 Shannon-Wiener 多样性指数和 Pielou 均匀度指数均最高,2017年最低;而2017年 Simpson 优势度指数最高;4年间水鸟 Shannon-Wiener 多样性指数和 Pielou 均匀度指数均呈先上升后下降趋势。

表2 东台条子泥和如东湿地不同年份湿地水鸟多样性

Table 2 Waterbird diversity in different years in Dongtai and Rudong wetlands

湿地	年份	鸟类种数	鸟类数量/只	Shannon-Wiener 多样性指数	Pielou 均匀度指数	Simpson 优势度指数
东台条子泥	2017	31	9 772	1.98	0.58	0.22
	2018	27	9 967	2.40	0.73	0.14
	2019	30	14 269	2.69	0.79	0.09
	2020	34	5 955	2.53	0.72	0.11
如东	2017	33	4 756	2.23	0.64	0.22
	2018	30	8 268	2.48	0.73	0.12
	2019	25	9 798	2.79	0.87	0.07
	2020	33	8 922	2.59	0.74	0.10

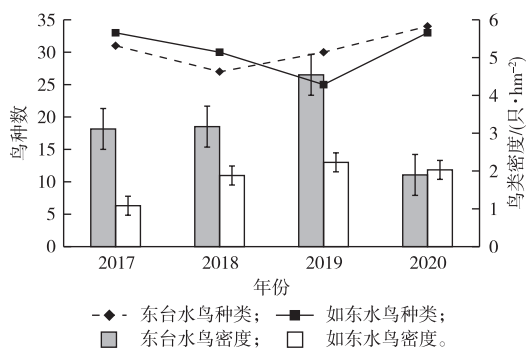


图2 东台条子泥和如东湿地水鸟种类及密度变化  
Fig. 2 Species and density changes of waterbirds in Dongtai and Rudong wetlands

在各目的种数组成方面,东台条子泥湿地鸕鹚目和鹤形目鸟类种数年际间呈上升趋势,雁形目鸟类种数呈先下降后上升趋势,在2018年最低。如东湿地鸕鹚目和鹤形目鸟类种数总体稳定,鹤形目鸟类种数呈先下降后上升趋势,在2019年最低(图3)。

在各目的数量方面,东台条子泥湿地鹤形目鸟类数量呈下降趋势,雁形目和鹤形目鸟类数量均在2019年达到最高,其中鹤形目鸟类数量呈先上升后下降趋势。如东湿地鹤形目鸟类数量呈年际间上升趋势,雁形目鸟类数量则呈先上升再下降趋势,在2019年最高,鹤形目鸟类数量在2018和2020年高于2017和2019年(图3)。

### 3.3 不同生境鸟类群落比较

东台条子泥湿地以滩涂为主的生境共记录水

从水鸟密度均值来看,东台条子泥湿地2019年水鸟密度最大,2017和2018年次之,2020年最小;如东湿地2019年水鸟密度最大,2018和2020年次之,2017年最小(图2)。总体来看,东台条子泥湿地水鸟密度显著大于如东湿地( $F_{1,94} = 4.481, P = 0.037$ )。

鸟31种,占水鸟总种数的73.81%;以水塘为主的生境记录水鸟39种,占水鸟总种数的92.86%;2种生境水鸟 Sorensen 相似性指数为0.80;水塘生境水鸟 Shannon-Wiener 多样性指数较高(表3)。滩涂生境中鹤形目、雁形目和鸕鹚形目鸟类数量较多,白骨顶和红头潜鸭为该生境优势种;水塘生境中雁形目和鹤形目鸟类数量较多,白骨顶、黑腹滨鹬和灰斑鸕鹚为该生境优势种。白骨顶为该区域水鸟优势种,其总数占东台水鸟总数的19.48%,在滩涂和水塘生境中均有大量分布。

如东湿地滩涂生境共记录水鸟41种,占水鸟总种数的95.35%;水塘生境记录水鸟24种,占水鸟总种数的55.81%;2种生境水鸟 Sorensen 相似性指数为0.68;滩涂生境水鸟 Shannon-Wiener 多样性指数较高(表3)。滩涂生境中鹤形目鸟类数量较多,白腰杓鹬和黑腹滨鹬为该生境优势种;水塘生境中雁形目数量较多,斑嘴鸭、绿头鸭和白骨顶为该生境优势种。

## 4 讨论

东台条子泥和如东湿地是越冬鸟类的重要栖息地。2017—2020年冬季东台条子泥湿地越冬期共记录水鸟42种,隶属于8目12科,如东湿地越冬期共记录水鸟43种,隶属于6目11科。与处于同一候鸟迁徙路线上的连云港河口湿地(47种<sup>[1]</sup>)相比,研究区越冬水鸟物种数略有差别,但目的物种组成较为接近,均以雁形目、鹤形目为主<sup>[13]</sup>,这些湿

地在候鸟食物补给和越冬地选择方面具有重要作用。在居留型方面,东台条子泥湿地水鸟以冬候鸟为主,兼有少量留鸟和旅鸟,显示该区域在鸟类越冬期的重要作用,这与赵怡蕾等<sup>[21]</sup>对盐城地区鸟类多样性的调查结果类似;如东湿地水鸟亦以冬候鸟为主,且2处湿地冬候鸟之间种类组成较为相似,这可能与两地地理位置距离较近有关,大量越冬水鸟

在两地间可频繁迁移,寻找栖息地和觅食地。笔者调查中发现原在两地为旅鸟的一些水鸟种类亦有少量越冬个体。4 a 中,2处湿地在水鸟种类、数量和多样性方面均呈现一定变化,这种年际间波动可能受到调查时间、水鸟遇见率和天气变化等因素影响,但均无显著差异。

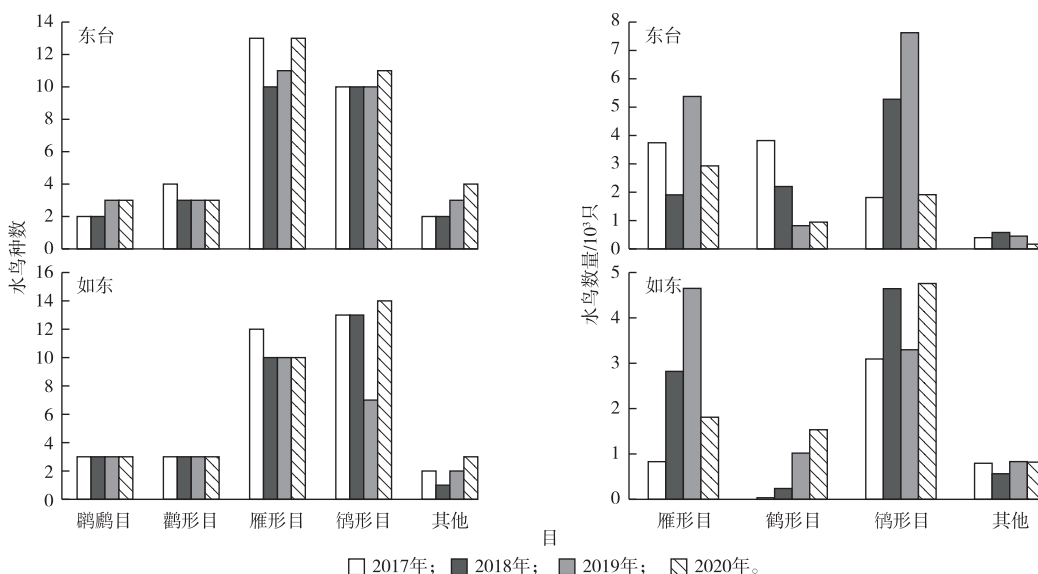


图3 不同年份各目水鸟种数和数量组成

Fig. 3 Composition and population size of waterbird order in different years

表3 东台条子泥和如东湿地滩涂和水塘生境水鸟多样性

Table 3 Waterbird diversity in tidal flats and pond habitats of Dongtai and Rudong wetlands

湿地	生境类型	鸟类种数	鸟类密度/ (只·hm <sup>-2</sup> )	Shannon-Wiener 多样性指数	Pielou 均匀度 指数	Simpson 优势度 指数
东台条子泥	滩涂	31	2.64	2.25	0.66	0.18
	水塘	39	3.72	2.69	0.73	0.09
如东	滩涂	41	1.59	2.68	0.72	0.11
	水塘	24	3.12	2.38	0.75	0.13

2处湿地均以鸕鹚类和雁鸭类为主,但4 a 间东台条子泥湿地水鸟密度显著大于如东湿地,这可能与两地生境和干扰因素差异有关。东台条子泥湿地沿海滩涂较连续,内侧还有多个大型水塘,为水鸟提供了较多的栖息和觅食场所;人为干扰程度相对较小,在调查期间,虽有游客进出,但是游客活动区域受到管控,且鸕鹚类觅食地距离游客活动区域较远,不易受到干扰。如东湿地在调查期间,多个样点均观察到施工干扰;且4 a 来内侧水塘面积存在不同程度缩减,部分水塘周围一直堆放着施工建材,这些因素均给水鸟停歇与觅食带来一定干扰,从而影响水鸟分布<sup>[13]</sup>。

鸟类的空间利用状况直接反映其对栖息地的选择<sup>[22-23]</sup>。笔者研究结果显示,东台条子泥和如东湿地在滩涂和水塘2种生境中的水鸟类群组成、群落相似性指数和多样性指数方面均存在一定差异。调查中发现越冬水鸟对栖息地生境的选择具有一定偏好。斑嘴鸭、绿头鸭和白骨顶为如东湿地水塘生境的优势鸟类,而白骨顶、黑腹滨鹚和灰斑鹚为东台条子泥湿地水塘生境的优势鸟类,这体现了水鸟对生境的多方面需求。水位较深、水源清洁、植被茂密的水塘生境能为雁鸭类提供丰富的食物资源和较好的栖息地,且能起到一定隐蔽作用<sup>[24-25]</sup>;水塘浅滩亦能为一些鸕鹚类提供合适的栖息地,故

水塘往往被雁鸭类和鸕鹚类共同利用。白腰杓鹬和黑腹滨鹬是如东湿地滩涂生境的优势鸟类,而白骨顶和红头潜鸭是东台条子泥湿地滩涂生境的优势鸟类,这可能与两地滩涂生境提供的优质食物有关。开阔的滩涂湿地具有丰富的底栖动物,为鸟类提供了充足的食物资源<sup>[26]</sup>。

随着沿海开发建设不断发展,滨海湿地鸟类栖息地不断缩减,有研究<sup>[27]</sup>表明不同地区水鸟种类和数量差异与区域内开发建设、人为干扰等密切相关。基于笔者野外观测数据,建议东台条子泥湿地今后工作应着重放在滩涂生境的保护与管理上,减少渔民下滩涂采集频次,保证鸕鹚类食物资源充足;同时减少游客旅游活动区域面积,避免大范围的人为干扰情况;建议如东湿地在候鸟越冬期应减少施工时间,为候鸟留有较多的觅食时间和空间。鉴于2处湿地的重要性,应持续观测区域内水鸟多样性并分析时空动态变化<sup>[28]</sup>;进一步加大对濒危珍稀物种的关注和保护,并对其栖息生境进行保护管控,以期为制定物种保护方案和栖息地恢复方案提供科学依据<sup>[29]</sup>。

#### 参考文献:

- [1] 张帅,高帅,李宁,等.连云港市4个河口湿地越冬水鸟群落结构及多样性[J].生态与农村环境学报,2020,36(5):560-566. [ZHANG Shuai, GAO Shuai, LI Ning, et al. Community Structure and Diversity of Wintering Waterbirds in Four Estuary Wetlands of Lianyungang City, Jiangsu Province [J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2020, 36(5): 560-566.]
- [2] 张濛,濮励杰.近30年来江苏省滨海湿地变化过程及其受围垦活动的影响[J].湿地科学与管理,2017,13(3):56-60. [ZHANG Meng, PU Li-jie. The Changing Process of Coastal Wetlands and the Effects of Reclamation in Jiangsu Province in Recent 30 Years [J]. Wetland Science & Management, 2017, 13(3): 56-60.]
- [3] 张晓龙,李培英,李萍,等.中国滨海湿地研究现状与展望[J].海洋科学进展,2005,23(1):87-95. [ZHANG Xiao-long, LI Pei-ying, LI Ping, et al. Present Conditions and Prospects of Study on Coastal Wetlands in China [J]. Advances in Marine Science, 2005, 23(1): 87-95.]
- [4] 王强,吕宪国.鸟类在湿地生态系统监测与评价中的应用[J].湿地科学,2007,5(3):274-281. [WANG Qiang, LÜ Xian-guo. Application of Water Bird to Monitor and Evaluate Wetland Ecosystem [J]. Wetland Science, 2007, 5(3): 274-281.]
- [5] XU H G, CAO M C, WU Y, et al. Optimized Monitoring Sites for Detection of Biodiversity Trends in China [J]. Biodiversity and Conservation, 2017, 26(8): 1959-1971.
- [6] 陈克林,杨秀芝,吕咏.鸕鹚类鸟东亚-澳大利亚亚迁飞路线上的重要驿站:黄渤海湿地[J].湿地科学,2015,13(1):1-6. [CHEN Ke-lin, YANG Xiu-zhi, LÜ Yong. Vital Stopover of Shore-
- birds Migration on the East Asian-Australasian Flyway: Wetlands of Yellow Sea and Bohai Sea [J]. Wetland Science, 2015, 13(1): 1-6.]
- [7] 彭鹤博,蔡志扬,章麟,等.勺嘴鹬在中国的分布状况和面临的主要威胁[J].动物学杂志,2017,52(1):158-166. [PENG He-bo, CHOI Chi-yeung, ZHANG Lin, et al. Distribution and Conservation Status of the Spoon-billed Sandpiper in China [J]. Chinese Journal of Zoology, 2017, 52(1): 158-166.]
- [8] JOEN H S, LEE M Y, CHOI Y S, et al. Mitochondrial Genome Analysis of the Spoon-billed Sandpiper (*Eurynorhynchus pygmeus*) [J]. Mitochondrial DNA Part B, 2017, 2(1): 150-151.
- [9] 沈海滨,徐永春,任捷.候鸟天堂东台条子泥[J].生命世界,2019(12):72-83.
- [10] 曹铭昌,刘威,刘彬,等.盐城滨海湿地及水鸟栖息地保护[J].环境生态学,2019,1(1):74-79. [CAO Ming-chang, LIU Wei, LIU Bin, et al. Yancheng Coastal Wetland and Waterfowls' Habitat Protection [J]. Environmental Ecology, 2019, 1(1): 74-79.]
- [11] 刘威.如东、东台沿海黑腹滨鹬(*Calidris alpina*)迁徙种群遗传格局及栖息地选择[D].南京:南京师范大学,2018. [LIU Wei. Genetic Structure and Habitat Selection of Dunlin (*Calidris alpina*) Migratory Population in the Coast of Rudong and Dongtai [D]. Nanjing: Nanjing Normal University, 2018.]
- [12] 宋万平,杨国富,徐华,等.如东县野生鸟类调查初报[J].江苏林业科技,2014,41(5):30-36.
- [13] 吴剑峰,乔金石,田密,等.南通和连云港沿海地区鸟类群落组成及分析[J].湖北农业科学,2012,51(22):5126-5130. [WU Jian-feng, QIAO Jin-shi, TIAN Mi, et al. The Community Composition of Avian Fauna at the Coastal Areas in Nantong and Lianyungang [J]. Hubei Agricultural Sciences, 2012, 51(22): 5126-5130.]
- [14] 田密,韩永祥,乔金石,等.连云港地区越冬和迁徙期水鸟资源的动态监测[J].江苏农业科学,2014,42(5):332-336.
- [15] 张明娟,王磊,刘茂松,等.近30年来江苏省滨海淤长型湿地景观动态[J].生态学杂志,2013,32(3):696-703. [ZHANG Ming-juan, WANG Lei, LIU Mao-song, et al. Landscape Dynamics of Aggradational Coastal Wetland in Jiangsu Province in the Past Three Decades [J]. Chinese Journal of Ecology, 2013, 32(3): 696-703.]
- [16] 阮得孟,孙勇,程嘉伟,等.盐城自然保护区新洋港河口不同生境冬季鸟类群落组成及其梯度变化[J].生态学报,2015,35(16):5437-5448. [NGUYEN Dacmanh, SUN Yong, CHENG Jia-wei, et al. Winter Bird Community Structure and Gradient Change in Different Habitats at Xinyanggang Estuary, Yancheng Nature Reserve [J]. Acta Ecologica Sinica, 2015, 35(16): 5437-5448.]
- [17] 郑光美.中国鸟类分类与分布名录[M].2版.北京:科学出版社,2011:1-354. [ZHENG Guang-mei. A Checklist on the Classification and Distribution of the Birds of China [M]. 2nd ed. Beijing: Science Press, 2011: 1-354.]
- [18] 张燕,孙勇,鲁长虎,等.盐城国家级珍禽自然保护区互花米草入侵后三种生境中越冬鸟类群落格局[J].湿地科学,2017,15(3):433-441. [ZHANG Yan, SUN Yong, LU Chang-hu, et al. Pattern of Wintering Bird Community in Three Habitats after Invasion of *Spartina alterniflora* in Yancheng National Nature Reserve [J].

- Wetland Science, 2017, 15(3): 433-441.]
- [19] 刘灿然, 马克平. 生物群落多样性的测度方法[J]. 生态学报, 1997, 17(6): 601-610. [LIU Can-ran, MA Ke-ping. A Method for Measuring Biodiversity of Biological Communities [J]. Acta Ecologica Sinica, 1997, 17(6): 601-610.]
- [20] 马克平. 生物群落多样性的测度方法 I:  $\alpha$  多样性的测度方法(上)[J]. 生物多样性, 1994, 2(3): 162-168.
- [21] 赵怡蕾, 杨红, 焦俊鹏, 等. 盐城国家级珍禽自然保护区实验北区不同生境鸟类群落多样性研究[J]. 上海海洋大学学报, 2018, 27(4): 564-572. [ZHAO Yi-lei, YANG Hong, JIAO Jun-peng, et al. Study on Bird Diversity of Different Habitats in the Northern Experimental Area of Yancheng National Nature Reserve [J]. Journal of Shanghai Ocean University, 2018, 27(4): 564-572.]
- [22] 赵锦霞, 刘昊, 张利权. 崇明东滩越冬鸟类在养殖塘的空间分布[J]. 动物学研究, 2008, 29(2): 212-218. [ZHAO Jin-xia, LIU Hao, ZHANG Li-quan. Spatial Patterns for the Distribution of Winter Waterbirds in the Aquaculture Ponds of Chongming Dongtan, Shanghai [J]. Zoological Research, 2008, 29(2): 212-218.]
- [23] WANG W J, FRASER J D, CHEN J K. Wintering Waterbirds in the Middle and Lower Yangtze River Floodplain: Changes in Abundance and Distribution [J]. Bird Conservation International, 2017, 27(2): 167-186.
- [24] ZOU Y A, TANG C D, NIU J Y, et al. Migratory Waterbirds Response to Coastal Habitat Changes: Conservation Implications from Long-term Detection in the Chongming Dongtan Wetlands, China [J]. Estuaries and Coasts, 2016, 39(1): 273-286.
- [25] 张斌, 袁晓, 裴恩乐, 等. 长江口滩涂围垦后水鸟群落结构的变化: 以南汇东滩为例[J]. 生态学报, 2011, 31(16): 4599-4608. [ZHANG Bin, YUAN Xiao, PEI En-le, et al. Change of Waterbird Community Structure after the Intertidal Mudflat Reclamation in the Yangtze River Mouth: A Case Study of Nanhui Dongtan Area [J]. Acta Ecologica Sinica, 2011, 31(16): 4599-4608.]
- [26] 裴恩乐, 袁晓, 汤臣栋, 等. 上海地区水鸟群落结构和动态分布特征[J]. 生态学杂志, 2012, 31(10): 2599-2605. [PEI En-le, YUAN Xiao, TANG Chen-dong, et al. Community Structure and Dynamic Distribution Pattern of Waterbird in Shanghai [J]. Chinese Journal of Ecology, 2012, 31(10): 2599-2605.]
- [27] 胡晓燕, 李智宏, 李露云, 等. 2013—2016 年云南拉市海湿地冬季水鸟变化及影响因素分析[J]. 生态与农村环境学报, 2018, 34(5): 419-425. [HU Xiao-yan, LI Zhi-hong, LI Lu-yun, et al. Dynamics and Influencing Factors of Waterfowl in Winter in Lashihai Wetland of Yunnan during 2013-2016 [J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2018, 34(5): 419-425.]
- [28] CHAWAKA S N, MERETA S T, GOETHALS P L M, et al. Effect of Human-induced Environmental Changes on Bird Diversity and Abundance in Natural Wetlands of Southwest Ethiopia [J]. Waterbirds, 2017, 40(2): 129-143.
- [29] 徐海根, 崔鹏, 朱筱佳, 等. 全国鸟类多样性观测网络(China BON-Birds)建设进展[J]. 生态与农村环境学报, 2018, 34(1): 1-11. [XU Hai-gen, CUI Peng, ZHU Xiao-jia, et al. Progress in Construction of China Bird Diversity Observation Network (China BON-Birds) [J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2018, 34(1): 1-11.]

作者简介: 高帅(1997—), 男, 江苏淮安人, 主要从事动物生态学研究。E-mail: 1396689032@163.com

(责任编辑: 王昌群)

## 附录

### 附录 1 东台条子泥和如东湿地鸟类名录

#### Appendix 1 List of wintering waterbirds in Tiaozini wetland of Dongtai and Rudong wetland

[http://www.ere.ac.cn/attached/file/20210914/20210914161322\\_642.pdf](http://www.ere.ac.cn/attached/file/20210914/20210914161322_642.pdf)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2020.0770

闫伟东, 张莎, 郑洪亮, 等. 大兴安岭中段五岔沟地区蝶类多样性及区系分析[J]. 生态与农村环境学报, 2021, 37(9): 1183-1189.

YAN Wei-dong, ZHANG Sha, ZHENG Hong-liang, et al. Analysis of Diversity and Fauna of Butterfly in Wuchagou Area, Central Part of Daxing'anling Mountains[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2021, 37(9): 1183-1189.

## 大兴安岭中段五岔沟地区蝶类多样性及区系分析

闫伟东<sup>1</sup>, 张莎<sup>1</sup>, 郑洪亮<sup>2</sup>, 方明<sup>2</sup>, 李俊兰<sup>1</sup><sup>①</sup> (1. 内蒙古大学生命科学学院, 内蒙古呼和浩特 010021; 2. 兴安盟五岔沟林业管理局, 内蒙古阿尔山 137803)

**摘要:** 为了解大兴安岭中段地区蝶类群落结构及地理区系特点, 2019年7—8月在五岔沟地区选取山地草甸、山地落叶阔叶林、沼泽草甸、农田和山地针叶林5种生境对蝴蝶多样性进行调查。结果表明, 共观测记录蝴蝶5科44属65种856只, 蛱蝶科为优势类群, 灰蝶科、粉蝶科为常见类群, 弄蝶科、凤蝶科为罕见类群。突角小粉蝶(*Leptidea amurensis*)、阿芬眼蝶(*Aphantopus hyperantus*)、绿豹蛱蝶(*Argynnis paphia*)、灿福蛱蝶(*Fabriciana adippe*)和蛇眼蝶(*Minois dryas*)为研究区优势种。不同生境蝶类多样性分析结果表明, 山地草甸生境多样性指数(3.1152)和均匀度指数(0.8988)最高, 山地落叶阔叶林生境丰富度指数(6.8386)最高, 农田生境优势度指数(0.0892)最高。5种生境相似性分析结果表明, 不同生境之间物种相似性系数均在0.25~0.50之间, 为中等不相似。区系分析结果表明研究区蝶类以古北-东洋界共有种为主(46种), 占总数的70.77%。在中国地理区系中, 蒙新区分布有65种(100%), 其次为东北区, 分布有62种(95.38%)。在内蒙古地理区系中, 大兴安岭山地亚区分布有65种(100%), 其次为内蒙古高原亚区, 分布有57种(87.69%)。

**关键词:** 蝴蝶; 多样性; 群落组成; 生境; 区系

**中图分类号:** Q968; X826; S718 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2021)09-1183-07

**Analysis of Diversity and Fauna of Butterfly in Wuchagou Area, Central Part of Daxing'anling Mountains.** YAN Wei-dong<sup>1</sup>, ZHANG Sha<sup>1</sup>, ZHENG Hong-liang<sup>2</sup>, FANG Ming<sup>2</sup>, LI Jun-lan<sup>1</sup><sup>①</sup> (1. College of Life Sciences, Inner Mongolia University, Hohhot 010021, China; 2. Wuchagou Forestry Administration of Hinggan League, Alshan 137803, China)

**Abstract:** In order to understand the community structure and geographical character of butterfly in middle section of Daxing'anling Mountains, the diversity of butterfly in Wuchagou area in five habitats (mountain meadow, mountain deciduous broad-leaved forest, swamp meadow, farmland and mountain coniferous forest) was investigated in July-August, 2019. The results show that 5 families, 44 genera, 65 species, 856 individuals were recorded. The dominant family was Nymphalidae. Lycaenidae and Pieridae were common groups, and Hesperidae and Papilionidae were rare groups. The dominant species were *Leptidea amurensis*, *Aphantopus hyperantus*, *Argynnis paphia*, *Fabriciana adippe* and *Minois dryas*. Analysis of butterfly diversity in different habitat types showed the mountain meadow with highest diversity index (3.1152) and evenness index (0.8988), the mountain deciduous broad-leaved forest with the highest abundance index (6.8386), and the farmland with the highest dominance index (0.0892). The similarity analysis of five habitats show that the coefficients between different habitats were 0.25-0.50, for medium dissimilarity. The results of the fauna analysis show the dominant of Palaearctic-Oriental common species. As for Chinese Fauna, there were 65 species (100%) recorded in Mongolia-Xinjiang region, followed by Northeast region with 62 species (95.38%). As for the Inner Mongolian fauna, there were 65 species (100%) recorded in Daxing'anling Mountain sub-region, followed by Inner Mongolian Plateau subregion with 57 species (87.69%). These community structure and geographical characters of butterfly is closely related to the geographical location of Wuchagou area.

**Key words:** butterfly; diversity; community composition; habitat; fauna

收稿日期: 2020-09-14

基金项目: 国家自然科学基金(31460111); 内蒙古自然科学基金(2018MS03071); 内蒙古自治区高等学校科学研究项目(NJZY18163); 内蒙古生态环境部生物多样性保护专项资助项目-全国蝴蝶多样性观测网络

① 通信作者 E-mail: lijunlan@imu.edu.cn

昆虫在生态系统复杂的食物链中占据重要地位,能够显示整个生态系统结构与功能的许多特征,对生态系统能量流动、物质转化及生态平衡发挥着调节作用<sup>[1]</sup>。蝶类属于昆虫纲(Insecta)鳞翅目(Lepidoptera)锤角亚目(Rhopalocera)<sup>[2]</sup>,它们多与开花植物相互依存,协同进化<sup>[3-4]</sup>,对栖息环境质量要求较高,能够对细微的环境变化做出快速反应,因此蝶类成为监测与评价环境质量的重要指示生物<sup>[5-6]</sup>。通过对蝶类进行动态监测,研究蝶类多样性组成及其与自然环境的关系,可以用来评价生境质量,监测区域环境变化趋势。近些年来,我国许多地区已开展了蝶类多样性研究<sup>[7-8]</sup>。

五岔沟地区位于大兴安岭中段南麓,是大兴安岭山地向蒙古高原过渡的地带,生态环境因素复杂,植被类型多样,适合蝶类生长繁殖,但该地区蝶类多样性鲜见报道。通过对五岔沟地区不同生境蝶类进行调查,分析生境类型对蝶类群落多样性的影响,以揭示大兴安岭中段蝶类群落分布特征,为蝶类资源保护和环境质量监测提供基础资料和理论依据。

## 1 研究区域与研究方法

### 1.1 研究区概况

五岔沟地区坐标为 46°22′05″~47°15′36″ N、119°52′23″~121°23′55″ E,南北宽约 100 km,东西长约 120 km,最高海拔为 1 745.2 m,最低海拔为 540.0 m,平均海拔约 900 m,总面积为 585 802 hm<sup>2</sup>,是内蒙古大兴安岭八大次生林区之一。该地区属于中温带大陆性季风气候区,冬季寒冷而漫长,夏季温热而短促,四季分明,年均温为-3.2℃,年平均降水量约 472 mm,多集中在 6—8 月,年平均蒸发量为 1 380 mm,无霜期为 90~110 d。土壤类型以灰色森林土、棕色针叶林土和草甸土为主。植被类型为森林草原植被,主要景观包括山地针叶林、山地落叶阔叶林、山地森林草原和山地草甸草原,优势树种为兴安落叶松(*Larix gmelinii*)、白桦(*Betula platyphylla*)、山杨(*Populus davidiana*)、黑桦(*Betula dahurica*)、蒙古栎(*Quercus mongolica*)、胡枝子(*Lespedeza bicolor*)、西伯利亚杏(*Armeniaca sibirica*)、土庄绣线菊(*Spiraea pubescens*)和虎榛子(*Ostryopsis davidiana*)等。在广阔的山前冲积、洪积扇和宽谷地段有大量农田,主要种植欧洲油菜(*Brassica napus*)、小麦(*Triticum aestivum*)、大麦(*Hordeum vulgare*)、大豆(*Glycine max*)和马铃薯(*Solanum tuberosum*)等,人工栽植樟子松(*Pinus sylvestris*)、云杉(*Picea aspe-*

*rata*)和青扦(*Picea wilsonii*)等树苗。

### 1.2 调查方法

根据五岔沟地区植被特征和分布情况,在山地草甸、山地落叶阔叶林、沼泽草甸、农田和山地针叶林 5 种不同植被类型生境中各选取 1 条样线,每条样线长 1 000 m。

山地草甸生境平均海拔为 857 m,地形较为陡峭,表现为高山、陡坡的中低山地貌。植被以菊科(Compositae)、蔷薇科(Rosaceae)为主,主要有漏芦(*Rhaponticum uniflorum*)、白莲蒿(*Artemisia sacrorum*)、萎蒿(*Artemisia selengensis*)、火绒草(*Leontopodium leontopodioides*)、山刺玫(*Rosa davurica*)和地榆(*Sanguisorba officinalis*)等。

山地落叶阔叶林生境平均海拔为 780 m,地势较为平坦,植被茂盛,分布有较多的高大阔叶林和丰富的草本植物,主要有榆树(*Ulmus pumila*)、柳树(*Salix babylonica*)、路边青(*Geum aleppicum*)、唐松草(*Thalictrum aquilegifolium*)和蒲公英(*Taraxacum mongolicum*)等。

沼泽草甸生境气候较为湿润,洮儿河支流流经此地,地势低洼且积水,平均海拔为 816 m。该生境分布有落叶松(*Larix gmelinii*)、桦树(*Betula*)、榆树(*Ulmus pumila*)、委陵菜(*Potentilla chinensis*)和青蒿(*Artemisia carvifolia*)等。

农田生境地势平坦,视野开阔,平均海拔为 857 m,人为干扰较强,主要农作物为欧洲油菜(*Brassica napus*)。

山地针叶林生境平均海拔为 830 m,植被郁密,主要植被为落叶松(*Larix gmelinii*),林缘生长有较多的金露梅(*Potentilla fruticosa*)。

于 2019 年 7—8 月进行蝶类野外调查取样,2 次取样时间间隔 20 d。调查时选择晴朗天气,时间为蝶类活动频繁的 10:00—16:00。采用 Poolard 路线样带法<sup>[9-10]</sup>,从起点开始采用 GPS 进行线路追踪,观测记录样线两边宽 2.5 m、由地面向上 5 m 范围内的蝴蝶,无法立即识别的蝴蝶进行网捕<sup>[11]</sup>,掐中胸致死装入硫酸纸制成的三角纸袋内,记录采集时间、采集地点和采集人等信息<sup>[8,12]</sup>,带回实验室制作成展翅标本,参考《中国蝴蝶分类与鉴定》<sup>[13]</sup>《中国蝶类志》<sup>[14]</sup>《中国灰蝶志》<sup>[15]</sup>和《内蒙古昆虫》<sup>[16]</sup>进行物种鉴定。

### 1.3 数据处理方法

群落多样性衡量采用物种数(*S*)、个体数(*N*)、Shannon-Wiener 多样性指数(*H'*)、Margalef 物种丰富度指数(*R*)、Simpson 优势度指数(*D*)和 Pielou 均

均匀度指数( $J$ )<sup>[17-19]</sup>。

多样性指数计算公式为

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

$$P_i = N_i/N. \quad (2)$$

丰富度指数计算公式为

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

优势度指数计算公式为

$$D = \sum_{i=1}^S P_i^2. \quad (4)$$

均匀度指数计算公式为

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

相对多度<sup>[20]</sup>计算公式为

$$R = 100 \times N_i/N. \quad (6)$$

式(1)~(6)中, $S$ 为调查范围蝶类种数; $N$ 为所有种个体总数; $N_i$ 为第*i*种个体数; $P_i$ 为第*i*种个体数占总个体数的比值。结合研究区域蝶类数量特征,定义 $R \geq 5\%$ 为优势种, $0.5\% \leq R < 5\%$ 为常见种, $R < 0.5\%$ 为稀有种;科级水平上,当 $R \geq 50\%$ 为优势类群, $10\% \leq R < 50\%$ 为常见类群, $R < 10\%$ 为罕见类群<sup>[21]</sup>。

群落相似性系数<sup>[22-23]</sup>计算公式为

$$Q = c/(a + b - c). \quad (7)$$

式(7)中, $Q$ 为群落系数; $c$ 为样地*A*和*B*共有种数; $a$ 为样地*A*全部种数; $b$ 为样地*B*全部种数。当 $0 \leq Q < 0.25$ 时,2个群落为极不相似;当 $0.25 \leq Q < 0.50$ 时,为中等不相似;当 $0.50 \leq Q < 0.75$ 时,为中等相似;当 $0.75 \leq Q \leq 1.00$ 时,为极相似<sup>[24-25]</sup>。

## 2 结果与分析

### 2.1 五岔沟地区蝶类群落组成

该调查共采集记录蝴蝶856只,隶属5科44属65种(附录1)。其中,蛱蝶科(*Nymphalidae*)23属33种,灰蝶科(*Lycaenidae*)11属16种,粉蝶科(*Pie-*

*ridae*)5属8种,弄蝶科(*Hesperiidae*)3属4种,凤蝶科(*Papilionidae*)2属4种,各科分别占总属数的52.27%、25.00%、11.36%、6.82%和4.55%,占总种数的50.77%、24.62%、12.31%、6.15%和6.15%。蛱蝶科为优势类群,粉蝶科和灰蝶科为常见类群,凤蝶科和弄蝶科为罕见类群。蛱蝶科、灰蝶科和粉蝶科在各生境均有分布,但分布数量不同,蛱蝶科在山地针叶林生境分布最多,有209只;灰蝶科在山地落叶阔叶林生境分布最多,有43只,在其他4种生境分布相对较少;粉蝶科在农田生境分布最多,有40只,在沼泽草甸生境分布最少,仅9只。除农田生境外,弄蝶科和凤蝶科在其他4种生境均有分布,但个体数量较少。

### 2.2 蝶类属种比值系数分析

从属级组成(附录1)上来看,五岔沟地区蝴蝶组成以单种属为主。调查记录的44属65种蝶类中,单种属31属,占总属数的70.45%,占总种数的47.69%;其他13属包含2种及以上,共34种,占总属数的29.55%,占总种数的52.31%;属种比值系数为0.677,表明该地区蝴蝶群落在属级阶元具有较高的多样性。

### 2.3 五岔沟地区蝶类群落多样性特征

根据调查结果分析五岔沟地区蝴蝶群落多样性特征。如表1所示,在科级阶元上蛱蝶科属数、种数和个体数均最多,占绝对优势地位。多样性指数由大到小依次为蛱蝶科>灰蝶科>粉蝶科>凤蝶科>弄蝶科,均匀度指数由大到小依次为凤蝶科>弄蝶科>蛱蝶科>灰蝶科>粉蝶科,优势度指数由大到小依次为弄蝶科>粉蝶科>凤蝶科>灰蝶科>蛱蝶科,丰富度指数由大到小依次为蛱蝶科>灰蝶科>粉蝶科>凤蝶科>弄蝶科。从属级阶元上看,蛱蝶科仍占优势,有23属,占总属数的52.27%,其中蛱蝶科珍眼蝶属(*Coenonympha*)物种数最多,有5种96只。

表1 五岔沟地区蝶类群落数量特征

Table 1 Quantitative characteristics of butterfly communities in Wuchagou area

科名	属数	种数	个体数	多样性指数 $H'$	均匀度指数 $J$	优势度指数 $D$	丰富度指数 $R$
凤蝶科( <i>Papilionidae</i> )	2	4	9	1.310 8	0.945 5	0.284 0	1.365 4
粉蝶科( <i>Pieridae</i> )	5	8	104	1.472 5	0.708 1	0.285 5	1.507 2
蛱蝶科( <i>Nymphalidae</i> )	23	33	619	2.936 9	0.840 0	0.065 7	4.978 1
灰蝶科( <i>Lycaenidae</i> )	11	16	110	2.328 4	0.839 8	0.124 8	3.191 2
弄蝶科( <i>Hesperiidae</i> )	3	4	14	1.254 0	0.904 6	0.306 1	1.136 8

凤蝶科仅有2属,占总属数的4.55%。从科级阶元上看,突角小粉蝶(*Leptidea amurensis*)、阿芬眼

蝶(*Aphantopus hyperantus*)、绿豹蛱蝶(*Argynnis paphia*)、灿福蛱蝶(*Fabriciana adippe*)和蛇眼蝶(*Mi-*

nois dryas) 为研究区优势种, 分别占总个体数的 5.14%、6.43%、6.89%、7.71% 和 7.94%。白眼蝶 (*Melanargia halimede*)、绢粉蝶 (*Aporia crataegi*) 和青海红珠灰蝶 (*Lycaeides qinghaiensis*) 等 28 种为常见种。直纹蜘蛛蝶 (*Araschnia prorsoides*)、金凤蝶 (*Papilio machaon*)、斗毛眼蝶 (*Lasiommata deidamia*) 和珞灰蝶 (*Scolitantides orion*) 等 32 种为稀有种。

### 2.4 不同生境蝶类群落多样性分析

5 种生境蝴蝶群落多样性指数见表 2。如表 2 所示, 不同生境蝶类群落多样性指数由大到小为山地草甸>山地落叶阔叶林>沼泽草甸>山地针叶林>农田, 均匀度指数由大到小为山地草甸>山地落叶阔叶林>农田>沼泽草甸>山地针叶林, 优势度指数由大到小为农田>山地针叶林>沼泽草甸>山地落叶阔叶林>山地草甸, 丰富度指数由大到小为山地落叶阔叶林>山地草甸>沼泽草甸>山地针叶林>农田。

山地针叶林生境蝶类个体数最多, 共记录 5 科 26 属 33 种 243 只蝴蝶, 但其多样性指数、均匀度指数和丰富度指数与其他生境相比较低, 优势度指数则偏高, 表明山地针叶林生境蝶类群落结构较不稳定, 优势种较为突出, 突角小粉蝶 (*Leptidea amurensis*)、灿福蛱蝶 (*Fabriciana adippe*)、银斑豹蛱蝶

(*Speyeria aglaja*)、绿豹蛱蝶 (*Argynnis paphia*)、孔雀蛱蝶 (*Inachis io*)、蛇眼蝶 (*Minois dryas*) 和阿芬眼蝶 (*Aphantopus hyperantus*) 为该生境优势种。农田生境记录 3 科 23 属 26 种 117 只蝴蝶, 该生境优势度指数最高, 多样性指数和丰富度指数最低, 具有明显优势类群, 表明物种个体数量相差较大, 分布不均衡, 这是由于农田生境植被较单一, 蝶类群落结构不稳定, 易受到外界干扰。绢粉蝶 (*Aporia crataegi*)、突角小粉蝶 (*Aphantopus hyperantus*)、菜粉蝶 (*Pieris rapae*)、灿福蛱蝶 (*Fabriciana adippe*)、蛇眼蝶 (*Minois dryas*) 和爱珍眼蝶 (*Coenonympha oedippus*) 为该生境优势种。山地落叶阔叶林生境记录 5 科 29 属 36 种 167 只蝴蝶, 该生境丰富度指数最高, 多样性指数和均匀度指数较高, 优势度指数较低, 表明山地落叶阔叶林生境物种组成较稳定, 环境自主调节能力高, 抗干扰能力强, 有利于蝶类生存与繁殖。山地草甸生境记录 5 科 28 属 32 种 97 只蝴蝶, 该生境多样性指数和均匀度指数最高, 丰富度指数仅次于山地落叶阔叶林生境, 优势度指数最低, 表明该生境物种个体数量大致相等, 分布较均衡, 蝶类群落稳定, 环境质量较好, 适合蝶类生存。

表 2 不同生境蝶类群落多样性特征

Table 2 Diversity characteristics of butterfly communities in different habitats

生境	科	属	种	个体数量	多样性指数 $H'$	均匀度指数 $J$	优势度指数 $D$	丰富度指数 $R$
山地草甸	5	28	32	97	3.115 2	0.898 8	0.061 1	6.776 4
山地落叶阔叶林	5	29	36	167	3.063 8	0.855 0	0.064 4	6.838 6
沼泽草甸	5	28	36	232	3.004 5	0.838 4	0.069 6	6.425 9
农田	3	23	26	117	2.767 8	0.849 5	0.089 2	5.249 7
山地针叶林	5	26	33	243	2.891 6	0.827 0	0.076 3	5.825 5

### 2.5 蝶类群落月份变化

7、8 月之间蝴蝶种类和个体数均有差异。从整体数量上来看, 8 月蝴蝶种类数和个体数量较 7 月有所下降。如图 1~2 所示, 不同科种类和个体数时序变化存在差异。就各科种类数而言, 7 和 8 月灰蝶科和弄蝶科种类数相同, 分别为 12 和 2 种, 而 8 月蛱蝶科、粉蝶科和凤蝶科种类数较 7 月有所减少。就各科个体数而言, 7 月蛱蝶科、粉蝶科、灰蝶科、弄蝶科和凤蝶科分别为 308、82、36、8 和 6 只, 8 月分别为 311、74、22、6 和 3 只。8 月灰蝶科个体数明显增加, 比 7 月增加 105.5%; 8 月粉蝶科、凤蝶科和弄蝶科个体数比 7 月明显减少, 分别减少 73.17%、50% 和 25%。7 和 8 月蛱蝶科个体数变化不大, 8 月

比 7 月仅增加 0.97%。

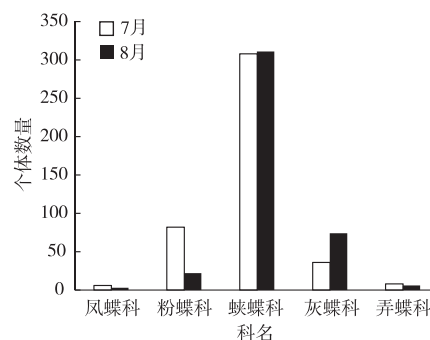


图 1 各科种类数月际变化

Fig. 1 Monthly changes of the number of species of each family

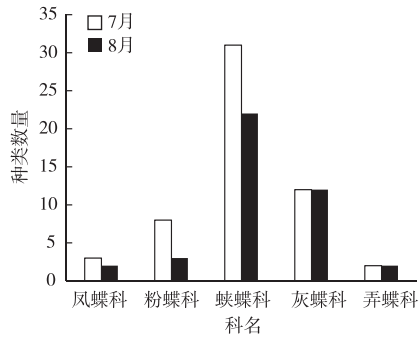


图2 各科个体数月际变化

Fig. 2 Monthly changes of individual quantity of each family

8月粉蝶科和凤蝶科个体数比7月降低,这与

表3 不同生境蝴蝶相似性分析

Table 3 Analysis of similarity of butterfly of different habitats

生境	山地草甸	山地落叶阔叶林	沼泽草甸	农田	山地针叶林
山地草甸		0.283 0	0.416 7	0.348 8	0.477 3
山地落叶阔叶林	15		0.411 8	0.476 2	0.437 5
沼泽草甸	20	21		0.319 1	0.468 1
农田	15	20	15		0.404 8
山地针叶林	21	21	22	17	

右上三角数据为两生境间相似性系数;左下三角数据为两生境间相同物种数。

## 2.7 五岔沟地区蝶类区系分析

### 2.7.1 五岔沟地区蝶类群落在中国动物地理区系中的分布

五岔沟地区有19种蝴蝶仅在古北界分布,为古北种,占总种数的29.23%,其中蛱蝶科8种,灰蝶科7种,粉蝶科2种,凤蝶科和弄蝶科各1种。其他46种为古北界和东洋界共有种,占总种数的70.77%,其中蛱蝶科25种,灰蝶科9种,粉蝶科6种,凤蝶科和弄蝶科各3种。可见,五岔沟地区蝶类区系构成以古北-东洋界共有种为主。就五岔沟地区蝶类中国地理区系(附录2)而言,蒙新区有65种,占总种数的100%,其次为东北区(62种),占比为95.38%,华北区、华中区、西南区、青藏区和华南区分别有57、46、37、36和25种,占比分别为87.69%、70.77%、56.92%、55.38%和38.46%。

### 2.7.2 五岔沟地区蝶类在内蒙古动物区系中的分布

在内蒙古地理区系中,大兴安岭山地亚区分布有65种,占100%;其次为内蒙古高原亚区,有57种,占87.69%(附录2)。由于五岔沟地区处于大兴安岭山地亚区与内蒙古高原亚区交界处,因此该地区蝴蝶种类在2个亚区均分布较多。此外,嫩-西

这2科种类数变化趋势一致。灰蝶科个体数在8月明显升高,但种类数没有变化,表明灰蝶科蝶类成虫多发生在8月。

## 2.6 蝶类群落相似性分析

对5种生境蝴蝶种类进行两两对比并分析相似性系数,得到研究区蝶类分布相似性情况(表3)。如表3所示,各生境间物种相似性系数均在0.25~0.5之间,为中等不相似。其中山地草甸与山地落叶阔叶林生境物种相似性系数最小,为0.283 0,2个生境共有物种数为15种,这与其海拔高度和植被组成差异较大有关。山地草甸生境和山地针叶林生境相似性系数最大,为0.477 3,共有物种为21种。

平原亚区有40种,华北亚区有37种,阿拉善荒漠亚区有18种,鄂尔多斯高原亚区有15种,分别占总数的61.54%、56.92%、27.69%和23.08%。

## 3 讨论

对五岔沟地区蝴蝶多样性进行调查,于2019年7—8月共采集记录蝴蝶856只,隶属于5科44属65种。蛱蝶科个体数最多,为619只,占蝴蝶总个体数的72.31%,为研究区优势类群。弄蝶科和凤蝶科个体数最少,分别为14和9只,这与研究区植被资源结构组成有关<sup>[26]</sup>。蛱蝶科多样性指数和丰富度指数均最大,且优势度指数最小,这表明蛱蝶科群落结构较稳定,物种丰富,研究区植被资源符合蛱蝶生长繁殖特点。灰蝶科丰富度指数和多样性指数较高,仅次于蛱蝶科,优势度指数高于蛱蝶科,这表明灰蝶科物种较丰富,群落结构较稳定。弄蝶科多样性和丰富度指数最低,并且优势度指数最高,表明弄蝶科群落结构不稳定,存在明显优势种。凤蝶科个体数最少,但均匀度指数最高,各种凤蝶分布较平均,优势种不明显。粉蝶科均匀度指数最低,优势度指数仅低于弄蝶科,表明其物种不丰富,群落结构不稳定,优势种突出。

蝶类对植物寄主有很强专一性,虽然有一定迁飞能力,但是它们的分布依然以寄主为中心,因此植被丰富度和种类是影响个体数、活动及分布的主要因素<sup>[27-28]</sup>。蝴蝶的多样性能反映植物的多样性,特别是能反映特定地区草本和灌木植物的多样性<sup>[29]</sup>。沼泽草甸和山地针叶林生境蝶类种类数和个体数在 5 种生境中均较高,这与沼泽草甸生境内草本植物较丰富,山地针叶林生境林下灌木层分布有大量土庄绣线菊和金露梅等芳香类植物有一定关系。山地草甸生境蝶类个体数最少,但多样性指数和均匀度指数最高,优势度指数最低,这可能与山地草甸生境有较多的乔木和丰富的草本植物有关,植被组成比较复杂,所以蝶类多样性指数较高,但由于山地草甸海拔较高,因此蝶类在数量上受到影响。农田生境蝶类科数最少,仅有 3 科,该生境个体数也较少,其优势度指数最高,多样性指数和丰富度指数最低,优势种突出,这与农田生境植被结构单一有关。农田生境种植大量的油菜,菜粉蝶在数量上占优势地位,这是由于单一植被生境不利于其他蝶类生长繁殖。蝶类物种多样性与环境类型植被资源有一定相关性<sup>[27,30]</sup>。在中国动物地理区系中,五岔沟地区蝶类全部分布在古北界,其中古北-东洋界共有种居多,少数为古北种,没有东洋种。在内蒙古地理区系中,研究区蝴蝶全部属大兴安岭山地亚区,这是由于五岔沟地区位于大兴安岭山地亚区与内蒙古高原亚区交界处,因此属内蒙古高原亚区的蝶类也较多。该调查初步了解了五岔沟地区蝶类资源,蝶类多样性与研究区环境之间的关系仍待进一步探究。

#### 参考文献:

- [1] 李志刚,曾焕忱,叶静文,等.东莞银瓶山自然保护区蝶类群落的多样性[J].生态学杂志,2012,31(9):2385-2390.[LI Zhi-gang,ZENG Huan-chen,YE Jing-wen,et al.Butterfly Diversity in Yinpingshan Nature Reserve of Dongguan, South China [J]. Chinese Journal of Ecology,2012,31(9):2385-2390.]
- [2] 寿建新.蝴蝶分类系统及最新数据[J].西安文理学院学报(自然科学版),2010,13(3):91-102.[SHOU Jian-xin.Butterfly Classification System and the Latest Data[J].Journal of Xi'an University of Arts & Science (Natural Science Edition),2010,13(3):91-102.]
- [3] 黄凤梅,罗志文,裴海英.大兴安岭北极村蝶类资源调查[J].佳木斯大学学报(自然科学版),2008,26(5):711-714.[HUANG Feng-mei,LUO Zhi-wen,PEI Hai-ying.Investigation of Butterfly Resources in Beiji Village of Great Xing'an Mountains[J].Journal of Jiamusi University (Natural Science Edition),2008,26(5):711-714.]
- [4] 旦智措,鲍敏,马存新,等.青海玉树高原不同生境类型蝶类群落结构与多样性[J].生态学报,2018,38(21):7557-7564.[DAN Zhi-cuo,BAO Min,MA Cun-xin,et al.Community Structure and Butterfly Diversity in Different Habitat Types in the Qinghai Yushu Plateau [J]. Acta Ecologica Sinica,2018,38(21):7557-7564.]
- [5] 王敏,黄国华,范晓凌,等.石门台自然保护区蝴蝶物种多样性研究[J].生物多样性,2003,11(6):441-453.[WANG Min,HUANG Guo-hua,FAN Xiao-ling,et al.Species Diversity of Butterflies in Shimentai Nature Reserve,Guangdong[J].Chinese Biodiversity,2003,11(6):441-453.]
- [6] 马方舟,徐海根,陈萌萌,等.全国蝴蝶多样性观测网络(China BON-Butterflies)建设进展[J].生态与农村环境学报,2018,34(1):27-36.[MA Fang-zhou,XU Hai-gen,CHEN Meng-meng,et al.Progress in Construction of China Butterfly Diversity Observation Network (China BON-Butterflies) [J]. Journal of Ecology and Rural Environment,2018,34(1):27-36.]
- [7] 胡冰冰,李后魂,梁之聘,等.八仙山自然保护区蝴蝶群落多样性及区系组成[J].生态学报,2010,30(12):3226-3238.[HU Bing-bing,LI Hou-hun,LIANG Zhi-pin,et al.Diversity and Fauna of Butterflies in Baxian Mountain State Nature Reserves [J]. Acta Ecologica Sinica,2010,30(12):3226-3238.]
- [8] 洪雪萌,戈昕宇,李俊兰.赛罕乌拉自然保护区蝶类多样性及其影响因素[J].生物多样性,2018,26(6):590-600.[HONG Xue-meng,GE Xin-yu,LI Jun-lan.Butterfly Diversity and Its Influencing Factors in Saihanwula Nature Reserve [J]. Biodiversity Science,2018,26(6):590-600.]
- [9] 张辰生.佛坪国家级自然保护区蝶类多样性研究[D].杨凌:西北农林科技大学,2018.
- [10] POLLARD E.A Method for Assessing Changes in the Abundance of Butterflies[J].Biological Conservation,1977,12(2):115-134.
- [11] 苏日娜,王旭娜,钱宏革,等.锡林郭勒草原国家级自然保护区蝴蝶群落多样性调查及分析[J].生态与农村环境学报,2020,36(10):1301-1308.[SU Ri-na,WANG Xu-na,QIAN Hong-ge,et al.Analysis on the Diversity of Butterfly Communities in Xilingol Prairie National Nature Reserve [J]. Journal of Ecology and Rural Environment,2020,36(10):1301-1308.]
- [12] 李业乐,陈春棠,周丽娅,等.浙江省括苍山自然保护区蝴蝶多样性研究[J].湖北农业科学,2018,57(14):56-59.[LI Ye-le,CHEN Chun-tang,ZHOU Li-ya,et al.Study on the Diversity of Butterfly in the Kuocang Mountain Nature Reserve,Zhejiang Province [J]. Hubei Agricultural Sciences,2018,57(14):56-59.]
- [13] 周尧.中国蝴蝶分类与鉴定[M].郑州:河南科学技术出版社,1998:1-349.[ZHOU Yao.Classification and Identification of Chinese Butterflies [M]. Zhengzhou: Henan Science and Technology Press,1998:1-349.]
- [14] 周尧.中国蝶类志[M].2版(修订本).郑州:河南科学技术出版社,1999:1-746.[ZHOU Yao.Monograph of Chinese Butterflies Monographia Rhopalocerorum Sinensium [M]. 2nd ed. Zhengzhou: Henan Science and Technology Press,1999:1-746.]
- [15] 王敏,范晓凌.中国灰蝶志[M].郑州:河南科学技术出版社,2002:1-397.[WANG Min,FAN Xiao-ling. Butterflies Fauna Sinica: Lycaenidae [M]. Zhengzhou: Henan Science and

- Technology Press, 2002; 1-397.]
- [16] 能乃扎布. 内蒙古昆虫[M]. 呼和浩特: 内蒙古人民出版社, 1999; 191-261. [Nennaizab. Insects of Inner Mongolia China[M]. Hohhot: Inner Mongolian People's Publishing House, 1999; 191-261.]
- [17] 马克平, 黄建辉, 于顺利, 等. 北京东灵山地区植物群落多样性的研究: II. 丰富度、均匀度和物种多样性指数[J]. 生态学报, 1995, 15(3): 268-277 [MA Ke-ping, HUANG Jian-hui, YU Shun-li, *et al.* Plant Community Diversity in Dongling Mountain, Beijing, China; II. Species Richness, Evenness and Species Diversities[J]. Acta Ecologica Sinica, 1995, 15(3): 268-277]
- [18] 黎璇, 袁兴中, 邓合黎. 横断山区蝶类的垂直分布及其多样性[J]. 生态学杂志, 2009, 28(9): 1847-1852. [LI Xuan, YUAN Xing-zhong, DENG He-li. Vertical Distribution and Diversity of Butterflies in Hengduan Mountains, Southwest China[J]. Chinese Journal of Ecology, 2009, 28(9): 1847-1852.]
- [19] 郭成, 袁树先, 白桂芬, 等. 黑里河国家级自然保护区蝶类资源调查及区系研究[J]. 安徽农业科学, 2011, 39(22): 13263-13265. [GUO Cheng, YUAN Shu-xian, BAI Gui-fen, *et al.* Resource Survey and Faunal Study of Butterflies in Heiluhe National Nature Reserve [J]. Journal of Anhui Agricultural Sciences, 2011, 39(22): 13263-13265.]
- [20] 郝淑莲, 薛琪琪, 冯丹丹, 等. 山西南部山地蝴蝶多样性与生态位差异比较研究[J]. 生态与农村环境学报, 2019, 35(10): 1314-1321. [HAO Shu-lian, XUE Qi-qi, FENG Dan-dan, *et al.* Comparative Study on Butterfly Diversity and Niche Difference in Mountainous Region of Southern Shanxi Province[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2019, 35(10): 1314-1321.]
- [21] 吴婷婷. 河北南部机场鸟类群落结构与多样性研究[D]. 保定: 河北大学, 2019.
- [22] 阳含熙, 卢泽愚. 植物生态学的数量分类方法[M]. 北京: 科学出版社, 1981; 90-120.
- [23] 刘艳超, 刘善思, 杨乐. 西藏拉萨周边繁殖鸟类多样性与分布研究[J]. 生态与农村环境学报, 2020, 36(11): 1381-1387. [LIU Yan-chao, LIU Shan-si, YANG Le. Diversity and Distribution of Breeding Birds in the Surrounding Areas of Lhasa, Tibet, China [J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2020, 36(11): 1381-1387.]
- [24] 顾伟, 马玲, 刘哲强, 等. 小兴安岭凉水自然保护区蝶类多样性[J]. 生态学报, 2015, 35(22): 7387-7396. [GU Wei, MA Ling, LIU Zhe-qiang, *et al.* Diversity of Butterflies in Liangshui Nature Reserves of Xiao Xing'an Mountains [J]. Acta Ecologica Sinica, 2015, 35(22): 7387-7396.]
- [25] 尚素琴, 张红勇, 田赋斌, 等. 甘肃省兴隆山国家级自然保护区蝶类区系组成与多样性[J]. 草业科学, 2017, 34(6): 1314-1322. [SHANG Su-qin, ZHANG Hong-yong, TIAN Fu-bin, *et al.* Diversity of Butterfly Fauna in Xinglongshan National Nature Reserve of Gansu Province [J]. Pratacultural Science, 2017, 34(6): 1314-1322.]
- [26] 李雷雷, 鲍敏, 张营, 等. 青海省祁连县不同生境蝶类群落特征与月度变化规律[J]. 生态与农村环境学报, 2019, 35(4): 484-490. [LI Lei-lei, BAO Min, ZHANG Ying, *et al.* The Community Characteristics and Monthly Variation Patterns of Butterfly Species in Qilian County, Qinghai Province, China [J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2019, 35(4): 484-490.]
- [27] 王松, 鲍方印, 鲍成满, 等. 安徽韭山国家森林公园蝶类群落多样性[J]. 昆虫知识, 2010, 47(1): 183-189. [WANG Song, BAO Fang-yin, BAO Cheng-man, *et al.* The Community Diversity of Butterflies in Jiushan National Forest Park, Anhui [J]. Chinese Bulletin of Entomology, 2010, 47(1): 183-189.]
- [28] 汤春梅, 杨庆森, 蔡继增. 甘肃小陇山林区不同生境类型蝶类多样性研究[J]. 昆虫知识, 2010, 47(3): 563-567. [TANG Chun-mei, YANG Qing-sen, CAI Ji-zeng. The Butterfly Diversity of Different Habitat Types in Xiaolongshan Forest Area, Gansu Province [J]. Chinese Bulletin of Entomology, 2010, 47(3): 563-567.]
- [29] 李欣芸, 杨益春, 贺泽帅, 等. 宁夏贺兰山自然保护区蝴蝶群落多样性及其环境影响因子[J]. 环境昆虫学报, 2020, 42(3): 660-673. [LI Xin-yun, YANG Yi-chun, HE Ze-shuai, *et al.* Diversity of Butterflies Community and Its Environmental Factors in Helan Mountain Nature Reserve, Ningxia [J]. Journal of Environmental Entomology, 2020, 42(3): 660-673.]
- [30] 梅杰, 冉辉, 杨天友, 等. 贵州梵净山国家级自然保护区蝴蝶多样性[J]. 生态学杂志, 2015, 34(2): 504-509. [MEI Jie, RAN Hui, YANG Tian-you, *et al.* Species Diversity of Butterflies in Fan-jing Mountain National Nature Reserve of Guizhou [J]. Chinese Journal of Ecology, 2015, 34(2): 504-509.]

作者简介: 闫伟东(1996—), 女, 内蒙古赤峰人, 硕士, 主要从事昆虫分类学研究。E-mail: 2514340281@qq.com

(责任编辑: 王昌群)

## 附录

### 附录1 五岔沟地区蝶类的种类与数量

#### Appendix 1 Species and quantity of butterflies in Wuchagou Area

[http://www.ere.ac.cn/attached/file/20210914/20210914161405\\_254.pdf](http://www.ere.ac.cn/attached/file/20210914/20210914161405_254.pdf)

### 附录2 五岔沟地区蝶类在中国地理区系及内蒙古地理亚区中的分布

#### Appendix 2 Distribution of butterflies of the Wuchagou Area in Chinese fauna and Inner Mongolia subfauna

[http://www.ere.ac.cn/attached/file/20210914/20210914161433\\_371.pdf](http://www.ere.ac.cn/attached/file/20210914/20210914161433_371.pdf)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2020.0627

白燕娇,刘任涛,常海涛.干旱绿洲区不同生长年限枸杞林地面节肢动物群落分布特征[J].生态与农村环境学报,2021,37(9):1190-1199.

BAI Yan-jiao, LIU Ren-tao, CHANG Hai-tao. The Distribution of Ground-active Arthropod Communities in Aged *Lycium barbarum* Plantations in Arid Oasis Region[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2021, 37(9): 1190-1199.

## 干旱绿洲区不同生长年限枸杞林地面节肢动物群落分布特征

白燕娇<sup>1,2,3</sup>, 刘任涛<sup>1,2,3</sup>\*, 常海涛<sup>1,2,3</sup> (1. 宁夏大学生态环境学院, 宁夏 银川 750021; 2. 西北土地退化与生态恢复国家重点实验室培育基地, 宁夏 银川 750021; 3. 西北退化生态系统恢复与重建教育部重点实验室, 宁夏 银川 750021)

**摘要:** 选择干旱绿洲区宁夏中宁县 1、3、5、8 和 10 年生枸杞 (*Lycium barbarum*) 林为研究对象, 以农田为对照, 利用陷阱诱捕法调查不同样地地面节肢动物群落分布特征及其与环境因子间的关系。结果表明: (1) 随着枸杞林生长年限增加, 枸杞林地面节肢动物优势类群和稀有类群变化较小, 而常见类群变化较大, 其优势度和类群数分别在 3、10 年生枸杞林出现最大值; 捕食性、植食性、杂食性和腐食性地面节肢动物个体数均呈现先增后减的趋势, 最大值分别出现在 8、3、3 和 8 年生枸杞林。(2) 随着枸杞林生长年限增加, 地面节肢动物个体数和类群数均呈现先增后减的趋势, 最大值分别出现在 8 和 3 年生枸杞林; Shannon-Wiener 和 Simpson 指数在 5 和 10 年生枸杞林地显著降低。(3) RDA 和偏 RDA 分析结果显示, 植物高度、植物冠幅和土壤 pH 是影响枸杞林地面节肢动物群落分布的主要环境因素。研究表明, 宁夏干旱绿洲区玉米田转化为枸杞林及其生长过程中, 地面节肢动物群落组成尤其是常见类群发生较大变化, 以常见类群组成变化较大为主要特征。玉米田在转为枸杞林的过程中地面节肢动物个体数和类群数均降低, 但 3~8 年生枸杞林具有较高的节肢动物多样性。

**关键词:** 枸杞林; 地面节肢动物; 生长年限; 群落多样性

**中图分类号:** S154.5; Q948 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2021)09-1190-10

### The Distribution of Ground-active Arthropod Communities in Aged *Lycium barbarum* Plantations in Arid Oasis

**Region.** BAI Yan-jiao<sup>1,2,3</sup>, LIU Ren-tao<sup>1,2,3</sup>\*, CHANG Hai-tao<sup>1,2,3</sup> (1. School of Ecology and Environment, Ningxia University, Yinchuan 750021, China; 2. Breeding Base for State Key Laboratory of Land Degradation and Ecological Restoration in Northwestern China, Yinchuan 750021, China; 3. Key Laboratory for Restoration and Reconstruction of Degraded Ecosystems in Northwestern China of Ministry of Education, Yinchuan 750021, China)

**Abstract:** An investigation on the community distribution of ground-active arthropods was carried on in *Lycium barbarum* plantations by the method of pitfall traps. The aged *L. barbarum* plantations of 1, 3, 5, 8, 10 years were selected as sampling sites at Zhongning County in arid oasis region of Ningxia, and the adjacent farmland served as the control. The results show that: (1) There were effect of aged plantations on the dominant index and group numbers of dominant groups and taxa groups, while there was considerable effect on the dominant index and group numbers of common groups. There were peaks of dominance index and group numbers of common group in 3- and 10-year-old plantations. In addition, there was an increasing-decreasing individual trend of predatory, phytophagous, omnivorous and saprophytic arthropods, and there was a peak in 8-, 3-, 3- and 8-year-old plantations, respectively. (2) There was a increasing-decreasing trend of individual and richness of ground-active arthropods along with aged plantations, with a peak in 8- and 3-year-old plantations, respectively. There was significantly lower Shannon-Wiener index and Simpson index of ground-active arthropods in 5- and 10-year-old plantations, respectively. (3) The results from RDA and pRDA analysis show that plant height, plant crown width and soil pH were the main environmental factors affecting the distribution of ground-active arthropod communities in

收稿日期: 2020-08-03

基金项目: 国家自然科学基金(41867005); 宁夏青年拔尖人才培养工程项目(RQ0010); 宁夏自然科学基金(2020AAC02014)

\* 通信作者 E-mail: nxuli2012@126.com

aged *L. barbarum* plantations. It is concluded that there was a remarkable change of composition of ground-active arthropod communities during the growth process of *L. barbarum* plantations converted from the cropland in arid oasis region of Ningxia; especially the composition of common groups showed strong changes. In addition, the individual and richness of ground-active arthropods decreased from the croplands toward aged *L. barbarum* plantations, whereas there was a high diversity of ground-active arthropods during the period between 3- and 8-year-old *L. barbarum* plantations.

**Key words:** *L. barbarum* plantation; ground-active arthropod; plantation age; community diversity

枸杞(*Lycium barbarum*)是茄科枸杞属多年生落叶小灌木<sup>[1]</sup>。枸杞根系发达,因具有改善土壤结构、提高土壤肥力、抗旱耐盐碱和耐寒耐瘠薄等生态作用<sup>[2]</sup>,以及极高的营养价值和药用价值而成为重要的经济作物。目前,我国西北荒漠地区大面积推广种植枸杞,是区域农业经济特色发展的重要抓手<sup>[3-4]</sup>。地面节肢动物是枸杞林生态系统重要组成部分,其不仅影响土壤物理结构,还能通过参与凋落物分解、物质循环影响枸杞林地生态系统结构和功能<sup>[5-6]</sup>。同时,在农业生态系统中,地面节肢动物与农业耕作制度和管理方式相互联系,相互依赖<sup>[7]</sup>。因此,研究枸杞林地地面节肢动物群落组成及多样性分布,对于枸杞林地生物多样性保护与土壤资源管理具有重要理论和实践意义。

目前,关于枸杞林土壤动物分布特征的研究很多。张俊华等<sup>[8-9]</sup>对宁夏不同季节不同树龄枸杞根际土壤线虫群落特征进行研究,发现随着树龄增加,土壤线虫总数先增加后减少,于6年生时达最大值。张蓉等<sup>[10]</sup>对不同干扰条件下枸杞园节肢动物群落进行调查,发现化防园节肢动物丰富度、个体数指数较低,优势集中度较高,而自生园节肢动物丰富度和个体数明显高于化防园和有机园,有机园节肢动物均匀度和多样性较高。张建英等<sup>[11]</sup>对盐碱地枸杞土壤节肢动物与土壤因子的关系进行研究,发现全盐、碱化度和有机质对土壤节肢动物群落分布影响最大。综合分析表明,地面节肢动物群落组成与结构对枸杞林的林龄和管理措施导致的环境变化或干扰反应极为敏感<sup>[12]</sup>。但是,关于不同生长年限枸杞林地地面节肢动物群落分布特征的研究报道较少。在枸杞生长过程中,由于过量施肥、喷洒农药等措施以及频繁采摘等人类活动干扰,极易造成土壤环境发生变化,从而对节肢动物群落组成、多样性分布产生影响<sup>[13-15]</sup>。

宁夏中宁县黄河绿洲传统农业区以往以种植玉米为主要作物,现在玉米田已大多转为枸杞种植,发展枸杞产业,以促进区域经济发展。目前,宁夏中宁枸杞种植面积已达133.33 km<sup>2</sup><sup>[16]</sup>,分布有不同种植阶段的枸杞林地。枸杞产业已成为中宁县

农业的支柱产业,是当地农民主要经济收入来源。鉴于此,以宁夏中宁县枸杞种植基地为依托,选择不同生长年限枸杞林为研究样地,以林地周围玉米田为对照,通过调查不同样地地面节肢动物群落组成和多样性分布特征,结合土壤理化性质,分析不同林龄枸杞林地地面节肢动物群落组成、多样性分布的差异性,旨在为干旱绿洲区枸杞林种植管理、生物多样性保护和土壤资源合理利用提供依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区概况

研究区位于宁夏回族自治区中卫市中宁县西缘城郊区枸杞种植基地(36°49'~37°47' N、105°15'~106°05' E,海拔为1348 m)。该区域地处黄河南岸,属北温带大陆性季风气候区,年平均降水量为202.1 mm,降水多集中在6—8月,占全年降水量的61%;年蒸发量为1947.1 mm,为年平均降水量的9.6倍;年平均气温为9.5℃,日平均气温≥0℃,积温为3200~3300℃。该区域日照充足,温差较大,热量丰富,无霜期较长。该区域土壤以灌淤土为主,质地为粉质壤土<sup>[17]</sup>。研究区温度、积温水平和日照时数等气候条件和水肥条件适宜枸杞的大面积种植。

研究林地均属于中宁县鸿盛枸杞专业合作社,施肥、灌溉等管理方法一致,本底条件相同。每株枸杞平均施肥量为1.5 kg生物有机肥和0.5 kg高效硫酸钾复合肥,灌溉方式为黄河水漫灌,统一沟渠定时、定量灌溉。枸杞林采用单行种植,密度为220株·hm<sup>-2</sup>,行距为1.7 m,株距为1.1 m。枸杞林地周围农田以玉米种植为主,采用双行种植,株距为20 cm,内行距离为90 cm,外行距离为140 cm。

### 1.2 试验设计

选择林龄为1、3、5、8和10年的枸杞林为研究样地,以周边玉米田为对照。每种类型林地均设5个重复样地,样地面积为50×80 m<sup>2</sup>,样地间距>30 m。每个枸杞林样地选择长势良好且株高、冠幅一致的4株间距约15 m的枸杞进行标记。为避免因田间管理对土壤动物的扰动而影响捕获有效性,在

标记枸杞根部附近布设调查样点。玉米田样地随机选择 4 个调查样点,间距约 15 m。于 2018 年 5、7 和 9 月对 120 个样点进行 3 次调查。

### 1.3 地面节肢动物调查与标本鉴定

在每个取样点,采用陷阱诱捕法对地面节肢动物进行调查。具体方法:在每个样点将收集器杯口齐地面(上、下直径分别为 14 和 7 cm,高度为 10 cm)埋入土中,在杯内加入无色无味的玻璃水和酒精混合液,每次陷阱布设持续时间均为 14 d,每 3 d 回收 1 次,确保标本的完整性。3 次共回收有效陷阱杯 360 个。在实验室将收集的地面节肢动物标本保存于  $\varphi=75\%$  酒精中以待鉴定。

将采集到的地面节肢动物根据《昆虫分类》<sup>[18]</sup>《中国土壤动物检索图鉴》<sup>[19]</sup>《宁夏贺兰山昆虫》<sup>[20]</sup>进行鉴定,所有地面节肢动物标本鉴定到科水平。由于地面节肢动物成虫和幼虫在环境中具有不同生态功能,所以将成虫和幼虫个体数分别统计。根据不同地面节肢动物类群个体数在群落总个体数中所占比例,将其划分为优势类群(占比>10%)、常见类群(占比为>1%~10%)和稀有类群(占比 $\leq 1\%$ )。

### 1.4 植被调查和土样采集分析

采用钢卷尺测量每个取样点附近 5 株枸杞灌丛的高度、基径和冠幅,得到每个样地枸杞灌丛生长特征(表 1)。在每个取样点,首先,采用铝盒采集剖面土壤测定土壤(0~15 cm)含水量。然后,采用 5 点取样法在枸杞根部附近采集 0~15 cm 表层混合土样,装入自封袋后放置在保温箱中,带回实验室

用于土壤理化性质分析。在实验室,将土壤样品在自然状态下风干,过 2 mm 孔径筛去除杂质(如根、叶和石块等)后,用于测定土壤 pH、电导率和土壤粒径组成以及全碳、全氮、全磷和全钾含量。

表 1 不同样地枸杞生长指标

Table 1 Growth indexes of *L. Barbarum* plantations of different sites

枸杞生长年限/a	高度/cm	基径/cm	冠幅/cm
1	77.84±2.37 <sup>c</sup>	1.19±0.04 <sup>c</sup>	41.70±2.16 <sup>c</sup>
3	89.12±2.97 <sup>d</sup>	2.38±0.08 <sup>d</sup>	92.16±3.57 <sup>d</sup>
5	110.08±2.16 <sup>c</sup>	3.62±0.17 <sup>c</sup>	121.50±1.50 <sup>c</sup>
8	127.08±3.98 <sup>b</sup>	5.22±0.16 <sup>b</sup>	163.48±1.52 <sup>b</sup>
10	157.40±3.41 <sup>a</sup>	6.71±0.24 <sup>a</sup>	189.12±4.11 <sup>a</sup>

同一列数据后英文小写字母不同表示不同样地枸杞间某指标差异显著( $P<0.05$ )。

土壤含水量采用烘干称重法测定。土壤 pH 和电导率均按  $m(\text{土}):V(\text{水})=1:5$  浸提后,分别采用 PHS-3C 酸度计和便携式电导率仪(雷磁 DDSJ-308F)进行测定。土壤全碳和全氮含量采用元素分析仪(意大利 DK6,UDK140)进行测定,土壤全磷含量采用  $\text{Na}_2\text{CO}_3$  熔融法测定,土壤全钾含量采用 NaOH 熔融法测定<sup>[21]</sup>。土壤粒径组成采用 Mastersizer 3000 激光衍射粒度分析仪进行测定,根据美国农业部土壤质地分级标准划分:黏粒( $<2\ \mu\text{m}$ )、粉粒( $2\sim 50\ \mu\text{m}$ )、砂粒( $>50\ \mu\text{m}$ )。农田和枸杞林地土壤理化性质见表 2。

表 2 不同样地土壤指标

Table 2 Soil indexes of different sites

样地	含水量 $w/\%$	$w(\text{全碳})/(\text{g}\cdot\text{kg}^{-1})$	$w(\text{全氮})/(\text{g}\cdot\text{kg}^{-1})$	$w(\text{全磷})/(\text{g}\cdot\text{kg}^{-1})$	$w(\text{全钾})/(\text{g}\cdot\text{kg}^{-1})$	pH	电导率/ $(\mu\text{S}\cdot\text{m}^{-1})$	黏粒/ %	粉粒/ %	砂粒/ %
CK	20.74±0.39 <sup>b</sup>	25.44±0.69 <sup>bc</sup>	0.41±0.06 <sup>b</sup>	1.04±0.08 <sup>c</sup>	2.08±0.05 <sup>a</sup>	7.35±0.05 <sup>b</sup>	252.73±12.65 <sup>c</sup>	7.51±0.10 <sup>b</sup>	83.20±0.39 <sup>b</sup>	9.29±0.39 <sup>b</sup>
T1	17.24±0.66 <sup>c</sup>	24.60±0.54 <sup>bc</sup>	0.45±0.07 <sup>b</sup>	1.04±0.11 <sup>c</sup>	2.09±0.03 <sup>a</sup>	7.39±0.03 <sup>ab</sup>	280.52±20.06 <sup>c</sup>	8.29±0.11 <sup>a</sup>	84.77±0.25 <sup>a</sup>	6.94±0.18 <sup>c</sup>
T2	17.48±0.52 <sup>c</sup>	25.34±0.40 <sup>bc</sup>	0.39±0.06 <sup>b</sup>	0.97±0.07 <sup>c</sup>	2.13±0.06 <sup>a</sup>	7.45±0.05 <sup>ab</sup>	233.81±18.17 <sup>c</sup>	7.91±0.11 <sup>ab</sup>	85.14±0.14 <sup>a</sup>	6.94±0.13 <sup>c</sup>
T3	18.27±0.97 <sup>c</sup>	25.89±0.16 <sup>b</sup>	0.74±0.06 <sup>a</sup>	1.15±0.07 <sup>c</sup>	2.01±0.05 <sup>ab</sup>	7.52±0.03 <sup>a</sup>	583.59±77.43 <sup>a</sup>	7.81±0.12 <sup>ab</sup>	82.92±0.40 <sup>b</sup>	9.27±0.37 <sup>b</sup>
T4	27.34±0.51 <sup>a</sup>	32.50±0.61 <sup>a</sup>	0.72±0.15 <sup>a</sup>	2.66±0.16 <sup>a</sup>	1.94±0.03 <sup>b</sup>	7.51±0.08 <sup>a</sup>	429.73±37.08 <sup>b</sup>	5.57±0.17 <sup>d</sup>	76.85±0.73 <sup>c</sup>	17.58±0.88 <sup>a</sup>
T5	18.53±0.67 <sup>c</sup>	24.07±0.25 <sup>c</sup>	0.56±0.06 <sup>ab</sup>	1.63±0.16 <sup>b</sup>	2.07±0.04 <sup>a</sup>	7.40±0.02 <sup>ab</sup>	200.80±12.13 <sup>c</sup>	6.45±0.31 <sup>c</sup>	82.72±0.58 <sup>b</sup>	10.83±0.45 <sup>b</sup>

CK 为玉米田,T1~T5 分别为 1、3、5、8 和 10 年生枸杞林。同一列数据后英文小写字母不同表示不同样地间某指标差异显著( $P<0.05$ )。

### 1.5 数据处理

为了分析不同生长年限枸杞林地面节肢动物群落分布差异性,并满足统计分析要求,将每个样地 4 个样点数据合并并计算群落多样性指标,再采用平均值法将每个样地不同季节数据进行平均处理。

Shannon-Wiener 指数( $H$ )计算公式为

$$H = - \sum P_i \cdot \ln P_i \quad (1)$$

Simpson 指数( $D$ )计算公式为

$$D = 1 - \sum P_i^2 \quad (2)$$

式(1)~(2)中, $P_i = x_i / \sum x_i$ ,为第  $i$  种土壤动物类群个体数占总个体数的比例,其中  $x_i$  为第  $i$  种类群个体数。

所有数据均采用 SPSS Statistics 25 软件进行统计分析,采用单因素方差分析(one-way ANOVA)和

最小显著差异法(LSD)比较不同数据组间的差异性,采用方差齐性检验和非参数检验差异显著性。采用Origin 2018软件对地面节肢动物优势类群个体数和群落指数进行作图分析。

通过对地面节肢动物类群分布进行除趋势对应分析(detrended correspondence analysis, DCA),计算排序轴梯度长度(lengths of gradient, LGA),再根据LGA值选择适宜的排序分析方法。同时,采用偏RDA分析(partial RDA)和蒙特卡洛置换检验(Monte/Carlo permutation test),定量评价每个因子对地面节肢动物群落分布变化的贡献率(即独立解释量)。在偏RDA分析的基础上,绘制地面节肢动物类群分布与解释变量关系的二维排序图(biplot)。

表3 地面节肢动物群落组成及营养类群个体数分布

Table 3 The composition and trophic groups of ground arthropods communities

类群	功能群	CK		T1		T2		T3		T4		T5	
		个体数	优势度	个体数	优势度	个体数	优势度	个体数	优势度	个体数	优势度	个体数	优势度
狼蛛科(Lycosidae)	Pr	2.14±0.70	++	2.35±2.35	++	5.42±1.17	++	2.90±1.30	++	1.97±0.81	++	3.67±2.48	++
平腹蛛科(Gnaphosidae)	Pr	2.15±0.64	++	1.17±1.17	++	1.38±0.87	++	1.79±1.23	++	5.80±3.29	++	5.33±3.43	++
光盆蛛科(Liocranidae)	Pr	0.49±0.30	+	—	—	—	—	—	—	0.68±0.68	+	—	—
蟹蛛科(Thomisidae)	Pr	—	—	—	—	—	—	0.54±0.54	+	—	—	—	—
跳蛛科(Salticidae)	Pr	—	—	—	—	—	—	—	—	1.42±1.42	++	2.42±1.48	++
近管蛛科(Anyphaonidae)	Pr	—	—	—	—	0.55±0.55	+	—	—	—	—	—	—
盲蛛科(Phalangidae)	Om	—	—	2.22±2.22	++	—	—	—	—	—	—	—	—
蜱螨目(Arachnoidea)	Om	—	—	—	—	—	—	—	—	0.35±0.35	+	4.58±3.25	++
潮虫科(Oniscidae)	Om	—	—	3.60±2.37	++	3.23±2.19	++	1.04±0.64	++	—	—	1.66±1.66	++
马陆科(Julus)	Ph	—	—	—	—	—	—	0.57±0.57	+	—	—	—	—
蜈蚣目幼虫(Scolopendra larva)	Pr	—	—	—	—	—	—	0.57±0.57	+	—	—	—	—
直翅目幼虫 Orthoptera larva)	Ph	0.29±0.29	+	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
红蝽科(Pyrrhocoridae)	Ph	—	—	—	—	1.17±1.17	+	—	—	—	—	—	—
盲蝽科(Miridae)	Ph	—	—	4.72±2.90	++	0.32±0.32	+	—	—	0.68±0.68	+	2.50±2.50	++
蝽科(Pentatomidae)	Ph	—	—	—	—	—	—	0.60±0.60	+	—	—	—	—
步甲科(Carabidae)	Pr	69.60±7.66	+++	76.10±5.52	+++	67.80±5.02	+++	87.50±2.16	+++	75.20±5.39	+++	73.00±4.13	+++
象甲科(Curculionidae)	Ph	2.28±1.69	++	5.28±3.68	++	6.29±3.09	++	—	—	—	—	—	—
隐食甲科(Cryptophagidae)	Om	0.54±0.33	+	4.53±1.91	++	1.11±1.11	++	—	—	—	—	—	—
蜉金龟科(Aphodiidae)	Sa	0.29±0.29	+	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
拟步甲科(Tenebrionidae)	Ph	—	—	—	—	6.58±2.80	++	—	—	—	—	—	—
粪金龟科(Geotrupidae)	Sa	0.29±0.29	+	—	—	1.42±1.42	+	—	—	3.83±2.17	++	1.17±1.17	++
隐翅虫科(Staphylinidae)	Pr	19.50±6.82	+++	—	—	—	—	0.47±0.47	+	6.85±2.70	++	3.60±2.37	++
金龟甲科(Scarabaeidae)	Sa	—	—	—	—	1.98±1.39	++	—	—	—	—	—	—
阎甲科(Histeridae)	Sa	—	—	—	—	—	—	0.47±0.47	+	—	—	—	—
锹甲科(Lucanidae)	Sa	—	—	—	—	—	—	1.79±1.23	++	—	—	—	—
葬甲科(Silphidae)	Sa	0.24±0.24	+	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
薪甲科(Latridiidae)	Sa	—	—	—	—	—	—	—	—	0.68±0.68	+	—	—
鞘翅目幼虫(Coleoptera larvae)	Ph	—	—	—	—	0.32±0.32	+	1.65±0.68	++	0.68±0.68	+	2.00±2.00	++
蚁科(Formicidae)	Om	2.07±0.94	++	—	—	2.31±1.62	++	—	—	1.76±0.74	++	—	—

CK为玉米田,T1~T5分别为1、3、5、8和10年生枸杞林。Pr为捕食者,Ph为植食者,Om为杂食者,Sa为腐食者。“+++”为优势类群,“++”为常见类群,“+”为稀有类群。“—”表示未发现。

玉米田地地面节肢动物优势类群为步甲科和隐翅虫科,个体数占比为88.73%;常见类群为狼蛛科、平腹蛛科、象甲科和蚁科4个类群,个体数占比

采用CANOCO 4.5软件进行分析运算。为了保证试验数据满足正态分布,并减小异常值对分析结果的影响,对动物类群个体数数据进行平方根转换。

## 2 结果与分析

### 2.1 地面节肢动物群落组成与数量特征

6种样地共捕获地面节肢动物980只,隶属于10目25科29个类群(表3)。其中优势类群为步甲科,个体数占比为73.47%;常见类群为狼蛛科、平腹蛛科、潮虫科、象甲科、拟步甲科、粪金龟科、隐翅虫科和蚁科8个类群,个体数占比为21.73%;其他20个类群为稀有类群,个体数占比为4.69%。

为8.96%;其他6个类群为稀有类群,个体数占比为2.31%。1年生枸杞林地地面节肢动物优势类群为步甲科,个体数占比为74.24%;常见类群包括狼蛛

科、平腹蛛科、盲蛛科、潮虫科、盲蝽科、象甲科和隐食甲科7个类群,个体数占比为25.76%;无稀有类群。3年生枸杞林地面节肢动物优势类群为步甲科,个体数占比为69.28%;常见类群为狼蛛科、平腹蛛科、潮虫科、象甲科、隐食甲科、拟步甲科、金龟甲科和蚁科8个类群,个体数占比为27.45%;其他5个类群为稀有类群,个体数占比为3.27%。5年生枸杞林地面节肢动物优势类群为步甲科,个体数占比为88.34%;常见类群有狼蛛科、平腹蛛科、潮虫科、锹甲科和鞘翅目幼虫5个类群,个体数占比为7.98%;其他6个类群为稀有类群,个体数占比为3.68%。8年生枸杞林地面节肢动物优势类群为步甲科,个体数占比为75.13%;常见类群为狼蛛科、平腹蛛科、跳蛛科、粪金龟科、隐翅虫科和蚁科6个类群,个体数占比为22.22%;其他5类为稀有类群,个体数占比为2.65%。10年生枸杞林地面节肢动物的优势类群有步甲科,个体数占比为73.02%,其他9类为常见类群,个体数占比为26.98%;无稀有类群。

由表4可知,与玉米田相比,枸杞林地面节肢动物优势类群数下降至1个,其优势度也有所下降。其中,1~10年生枸杞林地面节肢动物优势类群数无变化,其优势度呈波动变化,5年生枸杞林达最大值。与玉米田相比,枸杞林地面节肢动物常见类群

数增加,除5年生枸杞林外,其优势度上升。其中,1~10年生枸杞林常见类群数及优势度均呈波动变化,10年生枸杞林常见类群数达到最大值,3年生枸杞林优势度达到最大值。与玉米田相比,枸杞林地面节肢动物稀有类群数下降,其优势度升高。其中,1和10年生枸杞林无稀有类群出现,3~8年生枸杞林稀有类群数及优势度呈波动变化,均在5年生枸杞林达到最大值。

表4 地面节肢动物类群数与优势度

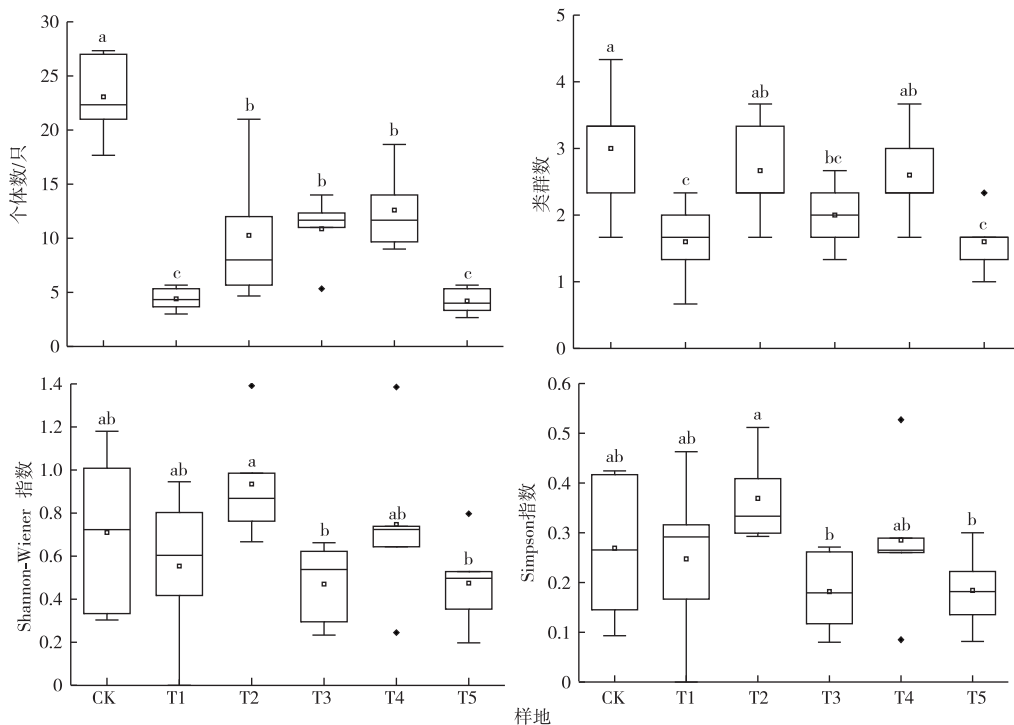
Table 4 The number of taxa groups and the distribution of dominance

样地	类群数			优势度/%		
	优势类群	常见类群	稀有类群	优势类群	常见类群	稀有类群
CK	2	4	6	88.73	8.96	2.31
T1	1	7	—	74.24	25.76	—
T2	1	8	5	69.28	27.45	3.27
T3	1	5	6	88.34	7.98	3.68
T4	1	6	5	75.13	22.22	2.65
T5	1	9	—	73.02	26.98	—

“—”表示未发现。CK为玉米田,T1~T5分别为1、3、5、8和10年生枸杞林。

### 2.2 地面节肢动物的群落指数特征

由图1可知,与玉米田相比,枸杞林地面节肢动物个体数显著降低( $P < 0.05$ )。



CK为玉米田,T1~T5分别为1、3、5、8和10年生枸杞林。同一幅图中英文小写字母不同表示不同样地间某指标差异显著( $P < 0.05$ )。箱图上下横线分别表示最大值和最小值,方框表示50%变异区间,方框中横线表示对应指标的均值,白点表示均值,黑点表示离散点。

图1 地面节肢动物群落多样性指数变化

Fig. 1 Changes of biodiversity index of ground-active arthropods

图1显示,3~8年生枸杞林地面节肢动物个体数显著高于1和10年生枸杞林地。与玉米田相比,1~3年生枸杞林地面节肢动物 Shannon-Wiener 和 Simpson 指数差异不显著,5年生枸杞林显著下降;随着枸杞生长年限的增长,枸杞林地面节肢动物 Shannon-Wiener 指数和 Simpson 指数先增加后降低,10年生枸杞林达到最低值。

### 2.3 地面节肢动物营养类群结构特征

由表3可知,捕食性地面节肢动物有9个类群,个体数占比为89.18%;植食性有8个类群,个体数占比为5%;杂食性有5个类群,个体数占比为3.88%;腐食性有7个类群,个体数占比为1.94%。综上,捕食性地面节肢动物在枸杞林中占绝对优势,是地面节肢动物群落主要组成者,而植食性、杂食性和腐食性地面节肢动物很少。

由图2可知,与玉米田相比,枸杞林捕食性地面节肢动物个体数显著降低( $P < 0.05$ ),类群数也有所降低。

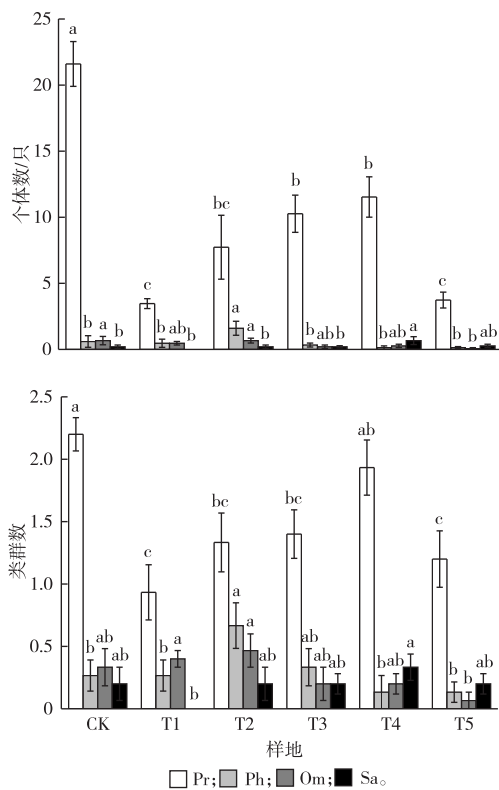
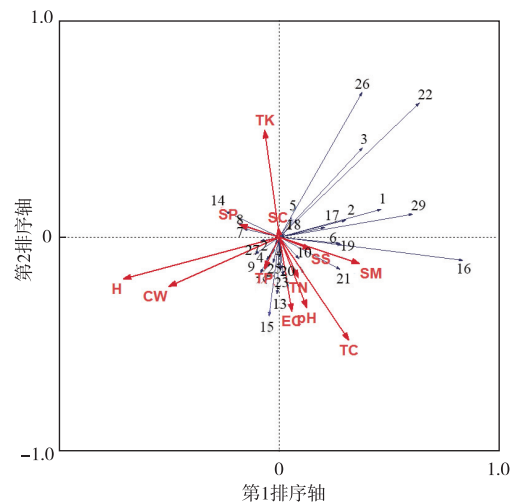


图2 地面节肢动物营养类群个体数和类群数  
 Fig. 2 Individuals and group richness of functional groups of ground-active arthropods

其中,1~8年生枸杞林捕食性地面节肢动物个体数和类群数随枸杞生长年限持续增加并达到最大值,之后降低。随着枸杞生长年限增加,植食性地面节肢动物个体数和类群数先增加后降低,3年生枸杞林达到最大值。枸杞林杂食性地面节肢动物个体数和类群数呈波动下降趋势,10年生时达到最少。1~5年生枸杞林腐食性地面节肢动物个体数和类群数无显著差异,8年生时达到最大值,随后又下降,但不显著( $P > 0.05$ )。

### 2.4 地面节肢动物群落分布与环境因子间的相关关系

经 DCA 分析得到研究区地面节肢动物群落 LGA 为 1.531, 小于 4, 可采用线性模型的冗余对应分析 (redundancy analysis, RDA) 确定地面节肢动物个体数分布与土壤因子间的关系。通过对地面节肢动物个体数与环境因子进行 RDA 排序分析, 得到个体数分布与环境因子的二维排序图 (图 3)。



SM 为土壤含水量, TC 为土壤全碳, TN 为土壤全氮, TP 为土壤全磷, TK 为土壤全钾, pH 为土壤 pH, EC 为电导率, SC 为土壤黏粒, SP 为土壤粉粒, SS 为土壤砂粒, H 为植物高度, CW 为冠幅。1 为狼蛛科, 2 为平腹蛛科, 3 为光盆蛛科, 4 为蟹蛛科, 5 为跳蛛科, 6 为近管蛛科, 7 为盲蛛科, 8 为蜱螨目, 9 为潮虫科, 10 为马陆科, 11 为蜈蚣目幼虫, 12 为直翅目幼虫, 13 为红蝽科, 14 为盲蝽科, 15 为椿科, 16 为步甲科, 17 为象甲科, 18 为隐食甲科, 19 为蜉金龟科, 20 为拟步甲科, 21 为粪金龟科, 22 为隐翅虫科, 23 为金龟甲科, 24 为阎甲科, 25 为锹甲科, 26 为葬甲科, 27 为薪甲科, 28 为鞘翅目幼虫, 29 为蚊科。

图3 地面节肢动物群落分布与土壤因子关系的 RDA 二维排序图

Fig. 3 RDA two-dimensional diagram of the relationship between ground-active arthropods and environmental factors

其中,第1典型轴 ( $F = 29.734, P = 0.002$ ) 和所有典型轴 ( $F = 4.072, P = 0.002$ ) 在统计学上均达到

显著水平,说明排序轴能够较好地反映宁夏中宁枸杞林地地面节肢动物个体数分布与土壤因子的关系,并且第 1、2 排序轴可以分别解释地面节肢动物群落变异的 62.3% 和 7.5%。

由图 3 可知,不同环境因子对地面节肢动物个体数分布产生的影响不同,环境因子中土壤含水量、土壤全碳、土壤全氮、土壤 pH、电导率和土壤砂粒沿着第 1 排序轴正方向逐渐增加,土壤全钾、土壤黏粒、土壤粉粒、植物高度、植物冠幅和土壤全磷则呈相反趋势。偏 RDA 结果分析(表 5)表明,植物高度、植物冠幅和土壤 pH 对地面节肢动物分布具有显著影响,对地面节肢动物个体数贡献率分别为 32%、21% 和 5%,其他环境因子对地面节肢动物个体数影响不显著。因此,植物高度、植物冠幅和土壤 pH 是宁夏中宁枸杞林对地面节肢动物个体数的主要环境影响因子。

表 5 环境因子对地面节肢动物个体数分布相对贡献的偏 RDA 分析

Table 5 Partial RDA analysis on the relative contribution of environmental factors to the abundance of ground-active arthropods

指标	贡献率/%	P 值	F 值
H	32	0.002	13.13
CW	21	0.002	12.34
pH	5	0.054	3.20
TC	3	0.200	1.54
SS	4	0.068	2.59
TP	3	0.116	2.24
TK	1	0.490	0.64
SM	1	0.512	0.63
TN	0	0.670	0.39
EC	1	0.606	0.50
SC	0	0.786	0.25
SP	0	1	0.03

SM 为土壤含水量,TC 为土壤全碳,TN 为土壤全氮,TP 为土壤全磷,TK 为土壤全钾,pH 为土壤 pH,EC 为电导率,SC 为土壤黏粒,SP 为土壤粉粒,SS 为土壤砂粒,H 为植物高度,CW 为冠幅。

### 3 讨论

#### 3.1 枸杞林生长年限对地面节肢动物群落组成的影响

与玉米田相比,枸杞林地面节肢动物优势类群数减少,常见类群数增多,说明玉米田转为枸杞林可以增加地面节肢动物类群数。这与枸杞林土壤养分条件改善及枸杞林生长能够提供食物资源条件密切相关,枸杞林为更多种类的地面节肢动物个体存活创造了适宜条件<sup>[22]</sup>。不同生长年限枸杞林

均以步甲科为优势类群。步甲科作为捕食性类群,在枸杞林地面节肢动物群落营养结构中占据重要地位,对害虫总体的种群控制和枸杞增产增收方面具有重要生态调控作用<sup>[23]</sup>,反映了枸杞林食物链自上而下的下行控制效应<sup>[24]</sup>。随着枸杞林生长发育,地面节肢动物常见类群数呈波动变化上升趋势,10 年生枸杞林达到最大,这与枸杞冠幅大小密切相关(表 5)。笔者研究中,10 年生枸杞林冠幅最大,为节肢动物提供了更多的食物资源(植被、枯落物),使得 10 年生枸杞林地中常见类群数最多<sup>[25]</sup>。

玉米田转为枸杞林后,枸杞幼龄阶段(1 年)没有地面节肢动物稀有类群,但在 3~8 年生时出现较多的稀有类群,而 10 年生枸杞林地稀有类群又消失,这反映地面节肢动物稀有类群对环境变化敏感性高,且适应性差。这表明地面节肢动物稀有类群可对枸杞林生长起指示作用<sup>[5]</sup>。1 和 10 年生枸杞林没有稀有类群,这是由于 1 年生枸杞林处于幼龄阶段,生境不稳定,而 10 年生枸杞林处于衰老阶段,土壤养分下降<sup>[26]</sup>;相反,3~8 年生枸杞林环境相对稳定,出现较多稀有类群,且数量与玉米田相似。综合来看,不同类群地面节肢动物生理、生态学特性差异明显,反映地面节肢动物对不同土地利用方式的选择性和适应性<sup>[27]</sup>,因此玉米田转为枸杞林后导致地面节肢动物群落组成发生明显变化。

#### 3.2 枸杞林生长年限对地面节肢动物群落多样性的影响

相较于玉米田,枸杞林种植致使地面节肢动物个体数和类群数下降,这与土地利用方式不同有关。有研究<sup>[28]</sup>表明,不同管理措施对土壤动物个体数和类群丰富度的调控作用有所不同。随着枸杞林生长发育,地面节肢动物个体数和类群数呈抛物线分布。1~3 年生枸杞林处于幼龄期,生境不稳定导致地面节肢动物个体数和类群数都较少<sup>[29]</sup>。而 3~8 年生枸杞林处于盛果期,枝叶繁茂,枸杞大量结果,食物资源丰富,可以承载更多地面节肢动物生存、发育和繁殖<sup>[26]</sup>。但当枸杞生长到 10 a 左右时,由于根部对土壤养分的吸收和人为干扰(施肥),导致土壤质地变差,栖息地的破坏导致 10 年生枸杞林地面节肢动物个体数和类群数均较少<sup>[30]</sup>。同时,3 年生枸杞林地面节肢动物多样性指数和优势度指数显著高于 5 和 10 年生枸杞林。3 年生枸杞林生长旺盛,食物资源丰富,进而影响地面节肢动物群落结构与分布<sup>[31]</sup>。这也表明 3 年生枸杞林地面节肢动物群落稳定,对枸杞林产生正向作用。5 年生枸杞林是果实产量高峰期阶段,需频繁进行采

摘,人为践踏作用对地面节肢动物多样性分布产生负向作用,导致多样性指数和优势度指数均降低<sup>[26]</sup>。同时,10年生枸杞林对土壤养分及质地的破坏达到顶峰,恶劣的生存环境导致地面节肢动物多样性丧失<sup>[30]</sup>。

### 3.3 枸杞林生长年限对地面节肢动物营养结构的影响

地面节肢动物占据不同的营养结构,是构成土壤食物网的主要组成部分,在调节物质循环过程中起到重要作用<sup>[32]</sup>。笔者研究中,捕食性地面节肢动物个体数和类群数占比较大,而植食性、杂食性和腐食性占比较小,这表明捕食性节肢动物在地面节肢动物群落中占绝对优势地位。这与刘继亮等<sup>[28]</sup>对河西走廊黑河中游张掖绿洲区的研究结果相似。植食性和杂食性地面节肢动物以农作物为食,迁移能力较弱,高强度的农业管理措施对地面节肢动物产生较大影响<sup>[33]</sup>。而捕食性类群以步甲科和游猎型蜘蛛为主,活动范围广,受人为干扰影响较小,在地面节肢动物类群中所占比例较大。不同样地之间,捕食性节肢动物个体数和类群数同整体上地面节肢动物群落个体数和类群数变化规律相似,表明捕食性动物是影响地面节肢动物变化的主要因素,这与吴逸群等<sup>[34]</sup>研究结果相似。捕食性节肢动物体型较大,占据较高的营养水平,对生境变化敏感,是影响土壤生物群落的重要因素<sup>[35]</sup>。3年生枸杞林植食性节肢动物个体数和类群数显著高于其他样地,这与蜻科类群分布有关。3年生林地是枸杞快速生长发育阶段,新鲜的食物资源及挥发性化学物质能够吸引蜻科等迁移能力强的植食性节肢动物前来定居<sup>[36]</sup>。杂食性节肢动物受环境因子影响较小,其个体数和类群数在不同样地间差异较小。这是因为杂食性节肢动物食源丰富,处于多种营养级水平,占据较宽的生态位,在不同样地间能够保持相对稳定的个体数和类群数<sup>[32]</sup>。腐食性节肢动物个体数和类群数随着枸杞生长年限的增长而增加,在8年生时达到最大值,这可能与枸杞林枯落物分布有关。随着枸杞林生长,冠幅增大,枯落物积累量增多,为腐食性节肢动物提供必要的食物资源,促进腐食性节肢动物生存繁殖<sup>[37]</sup>。

### 3.4 枸杞林地面节肢动物群落分布的影响因素

从玉米田转为枸杞林后,地面节肢动物个体数发生明显变化,这与土壤环境和植物分布的改变密切相关。相关分析结果(图3)表明,地面节肢动物个体数与土壤pH间显著相关。这说明地面节肢动物个体数分布可能受到土壤pH的调控,土壤pH反

映了地面节肢动物生存的土壤酸碱度特征。研究<sup>[38-39]</sup>表明,土壤pH对地面节肢动物分布影响显著。笔者研究中,随着枸杞年限增加,植物高度和植物冠幅逐渐增加(表1),植食性地面节肢动物个体数亦逐渐提高,这说明随着植物食物资源增加,植食性地面节肢动物食物网结构呈自下而上的“上行控制效应”<sup>[24]</sup>,上行控制效应使得地面节肢动物群落营养结构更加稳定<sup>[40]</sup>。枸杞林生长过程表现在植被高度和冠幅差异上,植物高度、植物冠幅反映了地面节肢动物食物来源情况,从而导致植物发育状况与地面节肢动物个体数分布密切相关<sup>[38]</sup>。

笔者研究中,相关环境因子对地面节肢动物个体数分布的总贡献率为71%,这说明还有其他环境因子对地面节肢动物个体数分布产生重要影响,如农田施肥。农业生产活动中农药化肥的施用会引发土壤污染,而污染土壤会对土壤动物多样性和群落结构产生重要影响,直接威胁土壤动物生存繁衍,严重干扰土壤动物群落结构和多样性特征<sup>[41]</sup>,这需要进一步深入研究。

## 4 结论

(1)从玉米田转为枸杞林及其生长过程中,地面节肢动物群落组成中常见类群变化较大,而优势类群和稀有类群变化较小。

(2)与玉米田相比,宁夏中宁枸杞林地面节肢动物个体数和类群数显著降低,而5和10年生枸杞林地面节肢动物多样性最小。

(3)植物高度、植物冠幅和土壤pH是影响研究区枸杞林地面节肢动物群落分布的主要限制因素。

### 参考文献:

- [1] 如克亚·加帕尔,孙玉敬,钟烈州,等.枸杞植物化学成分及其生物活性的研究进展[J].中国食品学报,2013,13(8):161-172. [RUKEYA · JIAPAER, SUN Yu-jing, ZHONG Lie-zhou, et al. A Review of Phytochemical Composition and Bio-active of *Lycium barbarum* Fruit (Goji) [J]. Journal of Chinese Institute of Food Science and Technology, 2013, 13(8): 161-172.]
- [2] 胥生荣,张恩和,马瑞丽,等.不同种植年限对枸杞根系及土壤环境的影响[J].作物学报,2018,44(11):1725-1732. [XU Sheng-rong, ZHANG En-he, MA Rui-li, et al. Effects of Planting Years on the Root System and Soil Environment of *Lycium barbarum* L [J]. Acta Agronomica Sinica, 2018, 44(11): 1725-1732.]
- [3] 苏占胜,刘静,李建萍,等.宁夏枸杞产量气候区划研究[J].干旱地区农业研究,2004,22(2):132-135. [SU Zhan-sheng, LIU Jing, LI Jian-ping, et al. The Climatic Demarcation for the Yield of Medlar (*Lycium barbarum* L.) in Ningxia [J]. Agricultural

- Research in the Arid Areas, 2004, 22(2): 132-135.]
- [4] 肖龙敏, 唐明, 张好强. 不同种植年限宁夏枸杞根际微生物的群落多样性[J]. 西北林学院学报, 2018, 33(6): 31-39, 163. [XIAO Long-min, TANG Ming, ZHANG Hao-qiang. Diversity of Microbial Community in Rhizosphere Soils of *Lycium barbarum* Relative to Cultivation History[J]. Journal of Northwest Forestry University, 2018, 33(6): 31-39, 163.]
- [5] 蔡海, 龚建军, 李强栋. 土壤动物典型生态系统特点与生态功能研究进展[J]. 南方农业, 2019, 13(14): 161-163.
- [6] 董炜华, 李晓强, 宋扬. 土壤动物在土壤有机质形成中的作用[J]. 土壤, 2016, 48(2): 211-218. [DONG Wei-hua, LI Xiao-qiang, SONG Yang. Role of Soil Fauna on Soil Organic Matter Formation[J]. Soils, 2016, 48(2): 211-218.]
- [7] 蒋海东, 杨青, 吕宪国. 土壤动物在农业生态系统中的研究进展[J]. 土壤通报, 2006, 37(4): 805-808. [JIANG Hai-dong, YANG Qing, LÜ Xian-guo. Advance of Study on Soil Fauna in Agricultural Ecosystem[J]. Chinese Journal of Soil Science, 2006, 37(4): 805-808.]
- [8] 张俊华, 张翼, 李明. 宁夏枸杞园土壤线虫和微生物群落多样性研究[J]. 农业机械学报, 2016, 47(9): 161-170. [ZHANG Jun-hua, ZHANG Yi, LI Ming. Soil Nematode and Microbial Community Diversity in *Lycium barbarum* L. Orchard[J]. Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery, 2016, 47(9): 161-170.]
- [9] 张俊华, 郑国琦. 宁夏枸杞根际土壤线虫群落特征[J]. 应用生态学报, 2016, 27(5): 1647-1656. [ZHANG Jun-hua, ZHENG Guo-qi. Soil Nematode Community Structure in the Rhizosphere of *Lycium barbarum*[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2016, 27(5): 1647-1656.]
- [10] 张蓉, 赵紫华, 贺达汉, 等. 不同干扰条件下枸杞园节肢动物群落结构与动态[J]. 生态学报, 2010, 30(10): 2656-2664. [ZHANG Rong, ZHAO Zi-hua, HE Da-han, et al. The Structure and Dynamics of Arthropod Communities in Chinese Wolfberry Fields under Different Disturbances[J]. Acta Ecologica Sinica, 2010, 30(10): 2656-2664.]
- [11] 张建英, 杨贵军, 计彩红. 盐碱化枸杞园中土壤节肢动物垂直分布与土壤因子的关系[J]. 农业科学研究, 2016, 37(3): 11-17, 21. [ZHANG Jian-ying, YANG Gui-jun, JI Cai-hong. The Relationship between the Vertical Distribution of Soil Arthropod and Soil Factors in Saline-alkali *Lycium barbarum* Plantation[J]. Journal of Agricultural Sciences, 2016, 37(3): 11-17, 21.]
- [12] 易兰, 由文辉, 宋永昌. 天童常绿阔叶林五个演替阶段凋落物中的土壤动物群落[J]. 生态学报, 2005, 25(3): 466-473. [YI Lan, YOU Wen-hui, SONG Yong-chang. Soil Animal Communities in the Litter of the Evergreen Broad-leaved Forest at Five Succession Stages in Tiantong[J]. Acta Ecologica Sinica, 2005, 25(3): 466-473.]
- [13] 李翔, 柯英, 罗健航, 等. 宁夏主要枸杞产地土壤环境质量现状与评价[J]. 中国土壤与肥料, 2016(2): 21-26. [LI Yun-xiang, KE Ying, LUO Jian-hang, et al. Evaluation and Present Situation of Soil Environmental Quality in the Major Wolfberry Production Areas of Ningxia[J]. Soil and Fertilizer Sciences in China, 2016(2): 21-26.]
- [14] ZIESCHE T M, ROTH M. Influence of Environmental Parameters on Small-scale Distribution of Soil-dwelling Spiders in Forests: What Makes the Difference, Tree Species or Microhabitat? [J]. Forest Ecology and Management, 2008, 255(3/4): 738-752.
- [15] 赵哈林, 赵学勇, 张铜会. 沙漠化的生物过程及退化植被的恢复机理[M]. 北京: 科学出版社, 2007: 156-178. [ZHAO Ha-lin, ZHAO Xue-yong, ZHANG Tong-hui. Bioprocess of Desertification and Restoration Mechanism of Degraded Vegetation[M]. Beijing: Science Press, 2007: 156-178.]
- [16] 游娜. “杞”于宁夏 红动中国[J]. 中国林业产业, 2019(7): 27-28.
- [17] 王吉智. 中国灌淤土[M]. 北京: 科学出版社, 1996: 175-177.
- [18] 郑乐怡, 归鸿. 昆虫分类(上)[M]. 南京: 南京师范大学出版社, 1999: 525-882.
- [19] 尹文英. 中国土壤动物检索图鉴[M]. 北京: 科学出版社, 2000: 299-606.
- [20] 王新谱, 杨贵军. 宁夏贺兰山昆虫[M]. 银川: 宁夏人民出版社, 2010: 156-342.
- [21] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 3版. 北京: 中国农业出版社, 2000: 39-114.
- [22] 李锋瑞, 刘继亮, 化伟, 等. 地面节肢动物营养类群对土地覆被变化和管理扰动的响应[J]. 生态学报, 2011, 31(15): 4169-4181. [LI Feng-rui, LIU Ji-liang, HUA Wei, et al. Trophic Group Responses of Ground Arthropods to Land-cover Change and Management Disturbance[J]. Acta Ecologica Sinica, 2011, 31(15): 4169-4181.]
- [23] 周红章, 于晓东, 罗天宏, 等. 土壤步甲和隐翅虫的采集与田间调查取样技术[J]. 应用昆虫学报, 2014, 51(5): 1367-1375. [ZHOU Hong-zhang, YU Xiao-dong, LUO Tian-hong, et al. Collecting Methods and Sampling Techniques of Ground Dwelling and Predating Carabids and Staphylinids Beetles[J]. Chinese Journal of Applied Entomology, 2014, 51(5): 1367-1375.]
- [24] HUNTER M D, PRICE P W. Playing Chutes and Ladders: Heterogeneity and the Relative Roles of Bottom-up and Top-down Forces in Natural Communities[J]. Ecology, 1992, 73(3): 724-732.
- [25] 赵哈林, 刘任涛, 周瑞莲, 等. 科尔沁沙地灌丛的“虫岛”效应及其形成机理[J]. 生态学杂志, 2012, 31(12): 2990-2995. [ZHAO Ha-lin, LIU Ren-tao, ZHOU Rui-lian, et al. “Bug Island” Effect of Shrubs in Horqin Sand Land of North China and Related Formation Mechanisms[J]. Chinese Journal of Ecology, 2012, 31(12): 2990-2995.]
- [26] 李丁仁. 宁夏枸杞[M]. 银川: 宁夏人民出版社, 2012: 67-70.
- [27] 刘任涛, 郝伟华, 赵娟, 等. 不同立地条件柠条灌丛内外地面节肢动物群落结构分布特征[J]. 干旱区研究, 2018, 35(2): 354-362. [LIU Ren-tao, XI Wei-hua, ZHAO Juan, et al. Distribution of Terrestrial Arthropod Communities in and Out-of *Caragana korshinskii* Shrubberies under Different Site Conditions[J]. Arid Zone Research, 2018, 35(2): 354-362.]
- [28] 刘继亮, 李锋瑞. 干旱区绿洲扩张方式对土壤生物优势类群及功能的影响[J]. 生物多样性, 2018, 26(10): 1116-1126. [LIU Ji-liang, LI Feng-rui. Effects of Oasis Expansion Regimes on Ecosystem Function and Dominant Functional Groups of Soil Biota in Arid Regions[J]. Biodiversity Science, 2018, 26(10): 1116-1126.]

- [29] 李海霞. 幼林抚育管理的重要性及主要措施[J]. 农业科技与信息, 2020(12): 82-83.
- [30] 胡明星, 陈清平, 王少东, 等. 枸杞营养失调及施肥措施概述[J]. 宁夏农林科技, 2011, 52(2): 91-92.
- [31] 臧建成, 孙涛, 杨小林, 等. 拉萨半干旱河谷砂生槐灌丛不同封育时间土壤动物多样性特征[J]. 核农学报, 2017, 31(7): 1381-1387. [ZANG Jian-cheng, SUN Tao, YANG Xiao-lin, et al. Characterization of Soil Animals Changes with Vegetation Restoration under Different Fencing Time of *Sophora moorcroftiana* Shrublands in Lhasa Semi-arid Valley[J]. Journal of Nuclear Agricultural Sciences, 2017, 31(7): 1381-1387.]
- [32] 陈蔚, 黄兴科, 刘任涛, 等. 宁夏荒漠草原植物多样性对地面节肢动物功能群多样性的影响[J]. 草地学报, 2019, 27(6): 1587-1595. [CHEN Wei, HUANG Xing-ke, LIU Ren-tao, et al. Effect of Plant Diversity on Functional Diversity of Ground-active Arthropods in Desertified Steppe of Ningxia[J]. Acta Agrestia Sinica, 2019, 27(6): 1587-1595.]
- [33] STENBACKA F, HJÄLTÉN J, HILSZCZAŃSKI J, et al. Saproxyllic and Non-saproxyllic Beetle Assemblages in Boreal Spruce Forests of Different Age and Forestry Intensity[J]. Ecological Applications, 2010, 20(8): 2310-2321.
- [34] 吴逸群, 许秀, 黎菊柳. 渭南市两种农田生境节肢动物多样性研究[J]. 渭南师范学院学报, 2017, 32(16): 41-45, 84. [WU Yi-qun, XU Xiu, LI Ju-liu. Diversity Research of Arthropods in Two Kinds of Farmland Habitat in Weinan[J]. Journal of Weinan Normal University, 2017, 32(16): 41-45, 84.]
- [35] ANDERSON R M, DALLAR N M, PIRTEL N L, et al. Bottom-up and Top-down Effects of Forest Fragmentation Differ between Dietary Generalist and Specialist Caterpillars[J]. Frontiers in Ecology and Evolution, 2019, 7: 452. DOI: 10.3389/fevo.2019.00452.
- [36] 张安宁, 刘任涛, 刘佳楠, 等. 干旱风沙区柠条枯落物对土壤节肢动物群落的影响[J]. 生态学杂志, 2020, 39(7): 2383-2391. [ZHANG An-ning, LIU Ren-tao, LIU Jia-nan, et al. Effects of *Calligonum korshinskii* Litter on Soil Arthropod Community in a Desertified Region[J]. Chinese Journal of Ecology, 2020, 39(7): 2383-2391.]
- [37] DAVID J F, HANDA I T. The Ecology of Saprophagous Macroarthropods (Millipedes, Woodlice) in the Context of Global Change[J]. Biological Reviews, 2010, 85(4): 881-895.
- [38] 王移, 卫伟, 杨兴中, 等. 我国土壤动物与土壤环境要素相互关系研究进展[J]. 应用生态学报, 2010, 21(9): 2441-2448. [WANG Yi, WEI Wei, YANG Xing-zhong, et al. Interrelationships between Soil Fauna and Soil Environmental Factors in China: Research Advance[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2010, 21(9): 2441-2448.]
- [39] 常海涛, 刘佳楠, 赵娟, 等. 乌拉特荒漠草原红砂 (*Reaumuria soongorica*) 灌丛林地地面节肢动物群落季节分布特征[J]. 生态学报, 2020, 40(9): 3121-3130. [CHANG Hai-tao, LIU Jia-nan, ZHAO Juan, et al. Seasonal Distribution of Ground-active Arthropod Community in *Reaumuria soongorica* Shrubbery Land in Urat Desert Steppe[J]. Acta Ecologica Sinica, 2020, 40(9): 3121-3130.]
- [40] SCHERBER C, EISENHAUER N, WEISSER W W, et al. Bottom-up Effects of Plant Diversity on Multitrophic Interactions in a Biodiversity Experiment[J]. Nature, 2010, 468(7323): 553-556.
- [41] 丁翔, 张月, 朱永恒, 等. 土壤动物种群空间分布及影响因素研究进展[J]. 湖南农业科学, 2017(1): 119-122. [DING Xiang, ZHANG Yue, ZHU Yong-heng, et al. Advance in Spatial Distribution and Influencing Factors of Soil Animal Population[J]. Hunan Agricultural Sciences, 2017(1): 119-122.]

作者简介: 白燕娇(1995—), 女, 宁夏中卫人, 主要从事荒漠土壤动物学研究。E-mail: bai0324@126.com

(责任编辑: 王昌群)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2020.0855

王冰,周扬,张秋良.兴安落叶松林土壤有机碳特征及与其他土壤理化性质关系研究[J].生态与农村环境学报,2021,37(9):1200-1208.

WANG Bing,ZHOU Yang,ZHANG Qiu-liang.Characteristics of Soil Organic Carbon and Its Relationship with Other Soil Physicochemical Properties in *Larix gmelinii* Forest[J].Journal of Ecology and Rural Environment,2021,37(9):1200-1208.

## 兴安落叶松林土壤有机碳特征及与其他土壤理化性质关系研究

王冰,周扬,张秋良<sup>①</sup> (内蒙古农业大学林学院,内蒙古呼和浩特 010019)

**摘要:**以不同林型兴安落叶松林土壤为研究对象,采用野外调查与室内分析相结合方法,探讨了兴安落叶松(*Larix gmelinii*)林土壤有机碳特征及与其他理化指标的相关性。结果显示:(1)兴安落叶松林(0~60 cm)土壤有机碳含量为13.42~142.18 g·kg<sup>-1</sup>,平均含量为53.35 g·kg<sup>-1</sup>,具有明显的表聚性,随土层深度增加,有机碳含量呈幂函数形式下降。(2)各林型土壤有机碳含量由大到小依次为杜香-兴安落叶松林(64.14 g·kg<sup>-1</sup>)>杜鹃-兴安落叶松林(63.48 g·kg<sup>-1</sup>)>草类-兴安落叶松林(39.99 g·kg<sup>-1</sup>)。在0~10 cm土层,草类-兴安落叶松林土壤有机碳含量显著小于杜香-兴安落叶松林和杜鹃-兴安落叶松林;随土层深度增加,各林型间差异减小。(3)土壤含水量、K<sub>2</sub>O含量以杜香-兴安落叶松林为最高,容重,速效钾、有机磷和有效磷含量以杜鹃-兴安落叶松林为最高,pH,铵态氮、Na<sub>2</sub>O、MgO、Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>、CaO和Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>含量以草类-兴安落叶松林为最高,各指标在3种林型间的差异主要表现在草类-兴安落叶松林分别与杜鹃-兴安落叶松林、杜香-兴安落叶松林之间。(4)各林型土壤有机碳含量与土壤含水量、铵态氮、速效钾、有机磷含量均呈显著正相关,与pH值呈显著负相关;除CaO含量外,土壤有机碳含量与其他金属氧化物含量均呈负相关关系;不同林型土壤有机碳主导因子不同,多元回归可用于更好地描述杜香-兴安落叶松林土壤有机碳含量与土壤性质间的关系。研究表明,林下植被是兴安落叶松林土壤有机碳的重要来源,杜香-兴安落叶松林和杜鹃-兴安落叶松林土壤有机碳含量高于草类-兴安落叶松林。在森林经营和植被恢复中,应制定科学合理的林下植被恢复与管理措施,使林下植被与上层林木协调发展。

**关键词:**兴安落叶松;森林土壤;有机碳含量;森林类型

**中图分类号:** S154.1 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2021)09-1200-09

**Characteristics of Soil Organic Carbon and Its Relationship with Other Soil Physicochemical Properties in *Larix gmelinii* Forest.** WANG Bing, ZHOU Yang, ZHANG Qiu-liang<sup>①</sup> (Forestry College, Inner Mongolia Agricultural University, Hohhot 010019, China)

**Abstract:** The characteristics of soil organic carbon (SOC) and its correlation with physicochemical indexes in different types of *Larix gmelinii* forest were studied based on field investigation and laboratory analysis. The results show that: (1) SOC contents were 13.42~142.18 g·kg<sup>-1</sup> with an average of 53.35 g·kg<sup>-1</sup> in 0~60 cm soil layer of *Larix gmelinii* forests, which presented an obvious surface aggregation and decreased as a power function pattern with soil depth. (2) SOC contents of different forest types ranked as: *Ledum palustre-Larix gmelinii* forest (64.14 g·kg<sup>-1</sup>) > *Rhododendron simsii-Larix gmelinii* forest (63.48 g·kg<sup>-1</sup>) > grass-*Larix gmelinii* forest (39.99 g·kg<sup>-1</sup>). In the layer of 0~10 cm, SOC content in grass-*Larix gmelinii* forest was significantly lower than that of *Ledum palustre-Larix gmelinii* and *Rhododendron simsii-Larix gmelinii* forests; in which the differences were decreased with the increase of soil depth. (3) The highest contents of soil water and K<sub>2</sub>O were found in soils from *Ledum palustre-Larix gmelinii* forest, the highest values of bulk density, available potassium, organic phosphorus and available phosphorus in soils were found in *Rhododendron simsii-Larix gmelinii* forest, and the highest values of pH, ammonium nitrogen, Na<sub>2</sub>O, MgO, Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>, CaO and Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub> in soils were found in grass-*Larix gmelinii* forest. The significant differences of the indexes were found between the grass-*Larix gmelinii* forest and *Ledum palustre-Larix gmelinii*, *Rhododendron simsii-Larix gmelinii* forests. (4) SOC content was positively correlated with soil water content, contents of ammonium nitrogen, available potassium and organic phosphorus, and negatively correlated with pH value. SOC content was negatively correlated with metal oxides contents, except for CaO content. According to multiple regres-

收稿日期: 2020-10-28

基金项目: 内蒙古自治区科技计划(2020GG0067); “十三五”国家重点研发计划(2017YFC0504003)

① 通信作者 E-mail: 18686028468@163.com

sion results, the undergrowth vegetation was an important origin of SOC in *Larix gmelinii* forest, and the SOC contents in *Ledum palustre*-*Larix gmelinii* and *Rhododendron simsii*-*Larix gmelinii* forests were higher than that in grass-*Larix gmelinii* forest. In the process of forest management and vegetation restoration, the scientific and reasonable measures on restoration and management of undergrowth vegetation should be made to promote the coordinated growth of undergrowth vegetation and upper forest.

**Key words:** *Larix gmelinii* forest; forest soil; organic carbon content; forest type

森林土壤碳库是陆地生态系统最大的碳库<sup>[1]</sup>,是陆地植被碳库的2~3倍,全球约有1 400~1 500 Pg(1 Pg = 10<sup>15</sup> g)碳以有机态形式储存于森林土壤中,约占全球土壤有机碳(SOC)库的73%<sup>[2]</sup>。森林土壤有机碳库贮量及其源/汇功能转换均可显著影响大气CO<sub>2</sub>浓度,对全球碳平衡具有重要的调节作用。由于不同森林的凋落物数量、类组及分解行为不同,因而形成的土壤碳库大小和特征存在较大差别。目前,对土壤有机碳的研究地域涵盖了温带、亚热带和热带等地区。王春燕等<sup>[3]</sup>研究发现,森林土壤有机碳组分存在明显的纬度格局;邢维奋等<sup>[4]</sup>研究认为,天然次生林的有机碳含量、密度和储量均高于人工林;聂浩亮等<sup>[5]</sup>认为,林分类型是影响土壤有机碳垂直分配的重要因素之一。

有研究发现,北纬纬度较高的生态系统拥有最高的土壤有机碳储量<sup>[6]</sup>,会受到最强的升温影响<sup>[7]</sup>。明确多种因素影响下寒温带森林土壤有机碳特征,准确评估其在全球碳平衡中的作用与贡献成为亟待解决的关键问题。大兴安岭林区地处高纬度多年冻土区的最南端,是我国唯一的寒温带针叶林区,兴安落叶松(*Larix gmelinii*)是该区域的主要地带性植被,在寒温带森林碳汇方面发挥着不可替代的重要作用。因立地条件和海拔高度不同而造成的林下植被差异,使兴安落叶松林呈现不同林型,其中,分布广且具代表性的有杜鹃-兴安落叶松林、杜香-兴安落叶松林和草类-兴安落叶松林。兴安落叶松林土壤的碳汇能力在不同林型间的差异及其影响因素值得深入探讨。该研究以典型兴安落叶松林型(草类-兴安落叶松林、杜香-兴安落叶松林、杜鹃-兴安落叶松林)为研究对象,通过对其土壤有机碳、理化指标的研究,分析兴安落叶松林的土壤有机碳、理化特征及其相关性,探讨不同林型间土壤有机碳的差异及其产生原因,揭示林下植被在寒温带森林土壤碳汇中的作用,为我国寒温带森林的可持续经营、退化森林生态系统的恢复与重建提供科学参考。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区概况

研究区位于内蒙古大兴安岭森林生态系统国

家野外科学观测研究站的原始林试验区(50°49′~50°51′ N, 121°30′~121°31′ E),海拔800~1 000 m,位于大兴安岭西北坡,地处寒温带湿润气候区,年均气温为-5.4℃,年降水量为450~550 mm。该地区为低山山地,土壤为棕色针叶林土,并分布有大面积沼泽湿地和连续多年冻土。优势树种为兴安落叶松,其分布面积约占试验区总面积的79%,并伴生有白桦(*Betula platyphylla*)、山杨(*Populus davidiana*)等乔木。林下植物主要有杜鹃(*Rhododendron simsii*)、杜香(*Ledum palustre*)、柴桦(*Betula fruticosa*)、越橘(*Vaccinium vitis-idaea*)、舞鹤草(*Maianthemum bifolium*)、红花鹿蹄草(*Pyrola incarnata*)和大叶章(*Deyeuxia langsdorffii*)等。

### 1.2 研究方法

#### 1.2.1 样地设置

在内蒙古大兴安岭森林生态系统国家野外科学观测研究站的原始林试验区(根河林业局境内),按照草类-兴安落叶松林、杜香-兴安落叶松林、杜鹃-兴安落叶松林3种林型设置28块30 m×30 m样地,每种林型样地均按不同林龄(幼、中、近、成过熟林)设置,其中草类-兴安落叶松林12块(各龄组3块),杜香-兴安落叶松林和杜鹃-兴安落叶松林各8块(各龄组2块)。记录各样地的经纬度、海拔高度、坡度、坡向、坡位等地形信息,并进行每木调查和灌草调查。样地基本情况见表1。

#### 1.2.2 土壤样品的采集与测定

土壤样品采集时间为2017年7—8月,在每个样地内,按对角线挖取3个土壤剖面,去除表面凋落物,以距地面0~10、>10~20、>20~40和>40~60 cm分层取土样,按层将同一采样点3个剖面的土样混合均匀,装入标有代号的塑封袋内;并取环刀土用于土壤含水量和容重的测定。将采集的土样带回实验室,去除土样表面的植物残体及石砾,自然风干、过筛,用于土壤各指标的测定。

土壤含水量(SWC)和容重(BD)采用环刀烘干法测定,土壤pH值采用酸度计法[V(水):m(土)为5:1]测定,土壤有机质含量采用重铬酸钾氧化-分光光度法(HJ 615—2011《土壤有机碳的测定 重铬酸钾氧化-分光光度法》)测定,总磷(TP)含量采

用酸溶光度法<sup>[8]</sup>测定,无机磷(IP)含量采用 SMT 法<sup>[9]</sup>测定,铵态氮(NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N)、速效钾(AK)和有效磷(AP)含量采用联合浸提-比色法(NY/T 1849—

2010《酸性土壤 铵态氮、有效磷、速效钾的测定 联合浸提-比色法》)测定,金属氧化物含量采用 X 射线荧光光谱仪测定。

表 1 不同林型兴安落叶松林样地基本情况

Table 1 Basic information of *Larix gmelinii* plots with different forest types

样地类型	坡度/ (°)	坡向	坡位	海拔/ m	密度/ (株·hm <sup>-2</sup> )	郁闭度	树高/ m	胸径/ cm	林下植被盖度/ %
草类-兴安落叶松林	8~12	南、西南	中下	831.8~886.4	1 392~4 774	0.6~0.8	11~28	8~40	70~80
杜香-兴安落叶松林	8~13	东北	中	846.2~886.7	1 591~6 366	0.6~0.8	8~28	6~32	60~80
杜鹃-兴安落叶松林	4~8	东南、南	上	886.4~950.0	1 392~4 973	0.6~0.8	8~22	5~34	50~70

1.2.3 数据统计与分析

采用单因素方差分析(one-way ANOVA)对不同林型或土层深度兴安落叶松林土壤有机碳含量进行差异显著性检验,采用 Pearson 相关分析和逐步回归分析方法分析土壤有机碳含量与各理化指标间的关系,所有统计分析均采用 SPSS 22.0 完成,采用 Excel 2016 绘制图表。

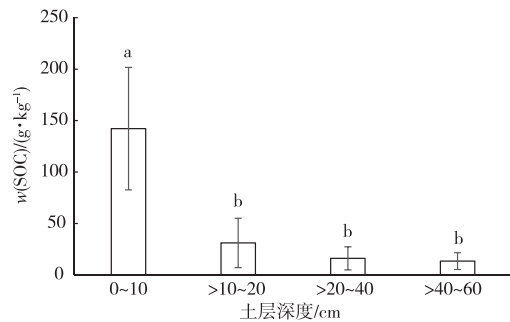
2 结果与分析

2.1 兴安落叶松林土壤有机碳剖面特征

兴安落叶松林(0~60 cm)土壤有机碳含量范围为 13.42~142.18 g·kg<sup>-1</sup>,平均含量为 53.35 g·kg<sup>-1</sup>,呈现一定的剖面变化特征(图 1)。随土层深度增加,土壤有机碳含量逐渐降低,且表层(0~10 cm)含量显著高于其下各层(P<0.01),表明兴安落叶松林土壤有机碳具有明显的表层富集性。

以上层土壤有机碳含量为自变量,以下层土壤有机碳含量为因变量,绘制散点图,分析土壤剖面

相邻土层有机碳含量的变化规律。拟合结果(图 2)表明,在选择的线性函数、指数函数、对数函数和幂函数中,可用于拟合兴安落叶松林土壤有机碳剖面衰减的最佳模型为幂函数,即相邻土层间土壤有机碳含量呈幂函数关系,其中,>20~40 cm 土层分别与>10~20 和>40~60 cm 土层间的关系均表现为极显著相关(P<0.01)。



直方柱上方英文小写字母不同表示不同土层间 SOC 含量差异显著(α=0.05)。

图 1 兴安落叶松林土壤有机碳(SOC)剖面特征

Fig. 1 Profile characteristics of SOC in *Larix gmelinii* forest

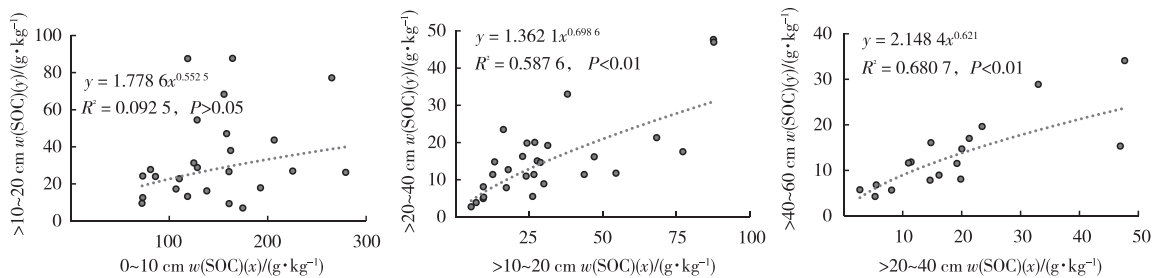


图 2 兴安落叶松林相邻土层间土壤有机碳含量变化特征

Fig. 2 SOC attenuation model among different soil layers of *Larix gmelinii* forest

土壤有机碳富集系数是某一土层有机碳含量与整个土壤剖面有机碳平均含量的比值<sup>[10]</sup>。兴安落叶松林土壤有机碳富集系数随土层深度增加而逐渐减小,且各样点间差异也逐渐减小(图 3)。0~10 cm 土层有机碳富集系数为 2.56,显著高于>10~

60 cm 各层,且 10 cm 以下各土层有机碳富集系数均小于 1,再次印证了兴安落叶松林土壤有机碳富集在 10 cm 以上土层。同时,计算得到表层(0~10 cm)土壤有机碳平均贡献率为 71.83%。

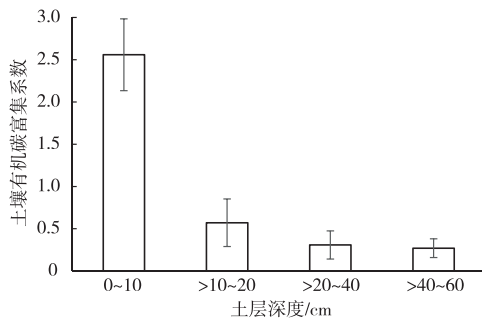
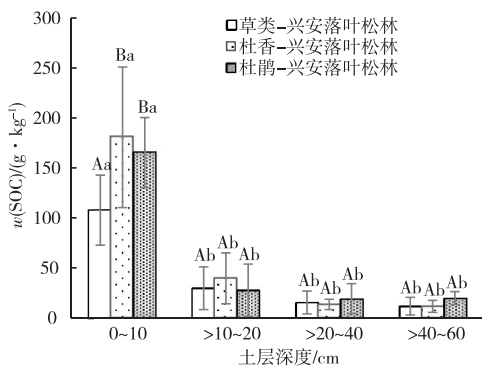


图3 兴安落叶松林土壤有机碳各土层富集系数  
Fig. 3 SOC enrichment coefficient of different soil layers in *Larix gmelinii* forest

## 2.2 不同林型兴安落叶松林土壤有机碳特征

兴安落叶松林各林型土壤有机碳含量由大到小依次为杜香-兴安落叶松林 ( $64.14 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) > 杜鹃-兴安落叶松林 ( $63.48 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) > 草类-兴安落叶松林 ( $39.99 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ ), 且3种林型间土壤有机碳含量差异均不显著 ( $P > 0.05$ )。

随着土层的加深,各林型兴安落叶松林土壤有机碳含量均呈现逐渐减少趋势(图4),表层(0~10 cm)含量均显著大于其他各土层 ( $P < 0.01$ ),草类-兴安落叶松林、杜香-兴安落叶松林、杜鹃-兴安落叶松林3种林型0~10 cm 土层有机碳含量分别为  $107.71$ 、 $180.58$  和  $165.28 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ , 分别是 >10~20、>20~40 和 >40~60 cm 土层的  $3.64$ 、 $4.58$ 、 $6.0$ 、 $7.05$ 、 $13.55$ 、 $8.65$  和  $9.33$ 、 $15.84$ 、 $8.42$  倍。



直方柱上方英文大写字母不同表示同一土层不同林型间 SOC 含量差异显著,英文小写字母不同表示相同林型不同土层间 SOC 含量差异显著 ( $\alpha = 0.05$ )。

图4 不同林型兴安落叶松林土壤有机碳(SOC)含量  
Fig. 4 SOC content of *Larix gmelinii* forest with different forest types

各土层、各林型土壤有机碳含量大小存在一定差异:0~10 cm 土层,杜香-兴安落叶松林>杜鹃-兴安落叶松林>草类-兴安落叶松林;>10~20 cm 土

层,杜香-兴安落叶松林>草类-兴安落叶松林>杜鹃-兴安落叶松林;>20~40 和 >40~60 cm 土层,均为杜鹃-兴安落叶松林>草类-兴安落叶松林>杜香-兴安落叶松林;表明杜香-兴安落叶松林土壤有机碳含量在垂向剖面上的下降速率较快。0~10 cm 土层草类-兴安落叶松林土壤有机碳含量显著小于杜香-兴安落叶松林和杜鹃-兴安落叶松林 ( $P < 0.05$ ),而其他各土层各林型间差异均不显著 ( $P > 0.05$ )。随着土层深度增加,各林型间差异和同一林型各样地间差异均在减小。

## 2.3 不同林型兴安落叶松林其他土壤理化性质

不同林型间土壤理化性质存在一定差异(表2)。土壤含水量由大到小依次为杜香-兴安落叶松林>草类-兴安落叶松林>杜鹃-兴安落叶松林,容重,速效钾和有机磷含量由大到小依次为杜鹃-兴安落叶松林>草类-兴安落叶松林>杜香-兴安落叶松林,pH 和铵态氮含量由大到小依次为草类-兴安落叶松林>杜香-兴安落叶松林>杜鹃-兴安落叶松林,有效磷含量由大到小依次为杜鹃-兴安落叶松林>杜香-兴安落叶松林>草类-兴安落叶松林。单因素方差分析显示,除容重,速效钾和有机磷含量在各林型间差异均不显著外,其他各指标在3种林型间均存在显著差异。在不同林型中,除容重和有效磷含量外,其他指标均表现出表层与其他土层的显著差异。在各土层,除容重和铵态氮含量在各林型间差异不显著外,其他指标在各林型间也存在显著差异。

土壤金属氧化物含量在各林型间也存在一定差异(表3)。Na<sub>2</sub>O、MgO 和 Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> 含量由大到小依次为草类-兴安落叶松林>杜香-兴安落叶松林>杜鹃-兴安落叶松林,K<sub>2</sub>O 含量由大到小依次为杜香-兴安落叶松林>杜鹃-兴安落叶松林>草类-兴安落叶松林,CaO 和 Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub> 含量由大到小依次为草类-兴安落叶松林>杜鹃-兴安落叶松林>杜香-兴安落叶松林。单因素方差分析显示,除 Na<sub>2</sub>O 和 K<sub>2</sub>O 含量在各林型间差异均不显著外,其他各指标在3种林型间均存在显著差异,且差异主要表现在草类-兴安落叶松林分别与杜鹃-兴安落叶松林、杜香-兴安落叶松林之间。在不同林型中,除 Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub> 含量外,表层其他金属氧化物含量均表现出与其他土层具有显著差异。在各土层,除 Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> 含量在各林型间差异均不显著外,其他金属氧化物含量在各林型间均存在显著差异。

表2 不同林型兴安落叶松林土壤理化性质

Table 2 Soil physicochemical properties of *Larix gmelinii* forest with different forest types

林分类型	土层厚度/ cm	土壤含水量 $w$ / %	容重/ ( $g \cdot cm^{-3}$ )	pH	$w$ (铵态氮)/ ( $mg \cdot kg^{-1}$ )	$w$ (速效钾)/ ( $mg \cdot kg^{-1}$ )	$w$ (有效磷)/ ( $mg \cdot kg^{-1}$ )	$w$ (有机磷)/ ( $mg \cdot kg^{-1}$ )
草类-兴安落叶松林	0~10	25.24 <sup>Ba</sup>	—	5.52 <sup>Ab</sup>	31.07 <sup>Aa</sup>	152.81 <sup>Aa</sup>	18.11 <sup>Aa</sup>	661.79 <sup>Aa</sup>
	>10~20	13.07 <sup>Ab</sup>	1.01 <sup>Aa</sup>	5.75 <sup>Aa</sup>	21.07 <sup>Ab</sup>	108.53 <sup>Ab</sup>	11.98 <sup>Ba</sup>	381.01 <sup>Ab</sup>
	>20~40	11.98 <sup>Ab</sup>	1.13 <sup>Aa</sup>	5.90 <sup>Aa</sup>	16.35 <sup>Ab</sup>	69.11 <sup>ABbc</sup>	13.07 <sup>Aa</sup>	340.08 <sup>Ab</sup>
	>40~60	—	—	5.90 <sup>Aa</sup>	14.75 <sup>Ab</sup>	44.81 <sup>Ac</sup>	17.12 <sup>Ba</sup>	329.93 <sup>ABb</sup>
	0~60	16.52 <sup>B</sup>	1.07 <sup>A</sup>	5.77 <sup>A</sup>	20.45 <sup>A</sup>	95.73 <sup>A</sup>	14.45 <sup>B</sup>	431.91 <sup>A</sup>
杜香-兴安落叶松林	0~10	37.23 <sup>Aa</sup>	—	4.97 <sup>Bc</sup>	22.14 <sup>Aa</sup>	130.99 <sup>Aa</sup>	13.15 <sup>Aa</sup>	698.46 <sup>Aa</sup>
	>10~20	17.23 <sup>Ab</sup>	1.01 <sup>Aa</sup>	5.36 <sup>Bbc</sup>	20.11 <sup>Aab</sup>	63.05 <sup>Ab</sup>	17.66 <sup>ABa</sup>	340.39 <sup>Ab</sup>
	>20~40	13.73 <sup>Ab</sup>	1.08 <sup>Aa</sup>	5.84 <sup>ABab</sup>	12.02 <sup>Ac</sup>	39.14 <sup>Bb</sup>	14.22 <sup>Aa</sup>	240.35 <sup>Ab</sup>
	>40~60	—	—	5.94 <sup>Aa</sup>	12.07 <sup>Abc</sup>	38.62 <sup>Ab</sup>	17.85 <sup>ABa</sup>	213.70 <sup>Bb</sup>
	0~60	22.73 <sup>A</sup>	1.05 <sup>A</sup>	5.52 <sup>B</sup>	16.85 <sup>AB</sup>	67.61 <sup>A</sup>	15.91 <sup>B</sup>	384.81 <sup>A</sup>
杜鹃-兴安落叶松林	0~10	26.29 <sup>Ba</sup>	—	5.04 <sup>Bb</sup>	20.96 <sup>Aa</sup>	156.62 <sup>Aa</sup>	38.23 <sup>Aa</sup>	800.05 <sup>Aa</sup>
	>10~20	10.57 <sup>Ab</sup>	1.00 <sup>Ab</sup>	5.44 <sup>ABa</sup>	16.67 <sup>Aab</sup>	116.26 <sup>Aab</sup>	22.46 <sup>Aa</sup>	356.34 <sup>Ab</sup>
	>20~40	8.75 <sup>Ab</sup>	1.20 <sup>Aa</sup>	5.65 <sup>Aa</sup>	11.06 <sup>Ab</sup>	75.26 <sup>Abc</sup>	22.44 <sup>Aa</sup>	348.10 <sup>Ab</sup>
	>40~60	—	—	5.31 <sup>Bab</sup>	11.51 <sup>Aab</sup>	31.81 <sup>Ac</sup>	33.44 <sup>Aa</sup>	433.85 <sup>Ab</sup>
	0~60	15.20 <sup>B</sup>	1.10 <sup>A</sup>	5.36 <sup>B</sup>	15.35 <sup>B</sup>	99.97 <sup>A</sup>	26.23 <sup>A</sup>	480.42 <sup>A</sup>

同一列数据后英文大写字母不同表示同一土层不同林型间某指标差异显著,英文小写字母不同表示相同林型不同土层间某指标差异显著 ( $\alpha=0.05$ )。

表3 不同林型兴安落叶松林土壤金属氧化物含量

Table 3 Soil metal oxides (minerals) contents of *Larix gmelinii* forest with different forest types

林分类型	土层深度/ cm	$w$ /%					
		Na <sub>2</sub> O	MgO	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	K <sub>2</sub> O	CaO	Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>
草类-兴安落叶松林	0~10	1.24 <sup>Ab</sup>	1.05 <sup>Ab</sup>	11.71 <sup>Ab</sup>	2.03 <sup>Ab</sup>	2.00 <sup>Aa</sup>	5.51 <sup>Aa</sup>
	>10~20	1.85 <sup>Aa</sup>	1.46 <sup>Aa</sup>	14.64 <sup>Aa</sup>	2.38 <sup>Aa</sup>	1.31 <sup>Ab</sup>	5.66 <sup>Aa</sup>
	>20~40	2.17 <sup>Aa</sup>	1.58 <sup>Aa</sup>	15.03 <sup>Aa</sup>	2.38 <sup>Aa</sup>	1.16 <sup>Ab</sup>	6.07 <sup>Aa</sup>
	>40~60	2.15 <sup>Aa</sup>	1.65 <sup>Aa</sup>	15.14 <sup>Aa</sup>	2.40 <sup>Ba</sup>	1.24 <sup>Ab</sup>	6.01 <sup>Aa</sup>
	0~60	1.90 <sup>A</sup>	1.46 <sup>A</sup>	14.28 <sup>A</sup>	2.03 <sup>A</sup>	1.39 <sup>A</sup>	5.85 <sup>A</sup>
杜香-兴安落叶松林	0~10	1.13 <sup>Ab</sup>	0.91 <sup>Ab</sup>	12.32 <sup>Ab</sup>	2.17 <sup>Ab</sup>	1.18 <sup>Ba</sup>	4.48 <sup>Aa</sup>
	>10~20	1.88 <sup>Aa</sup>	1.31 <sup>ABab</sup>	13.80 <sup>Aa</sup>	2.45 <sup>Aa</sup>	1.15 <sup>ABa</sup>	4.92 <sup>Aa</sup>
	>20~40	2.08 <sup>Aa</sup>	1.37 <sup>Aa</sup>	14.14 <sup>Aa</sup>	2.61 <sup>Aa</sup>	1.06 <sup>ABa</sup>	4.77 <sup>Ba</sup>
	>40~60	2.39 <sup>Aa</sup>	1.65 <sup>Aa</sup>	14.42 <sup>Aa</sup>	2.41 <sup>ABab</sup>	0.99 <sup>ABa</sup>	5.19 <sup>Aa</sup>
	0~60	1.84 <sup>A</sup>	1.28 <sup>AB</sup>	13.64 <sup>AB</sup>	2.42 <sup>A</sup>	1.11 <sup>B</sup>	4.82 <sup>B</sup>
杜鹃-兴安落叶松林	0~10	1.09 <sup>Ab</sup>	0.81 <sup>Ab</sup>	10.80 <sup>Ab</sup>	1.92 <sup>Ab</sup>	1.91 <sup>ABa</sup>	5.08 <sup>Aa</sup>
	>10~20	1.90 <sup>Aa</sup>	1.12 <sup>Ba</sup>	13.58 <sup>Aa</sup>	2.28 <sup>Aab</sup>	0.89 <sup>Bb</sup>	5.33 <sup>Aa</sup>
	>20~40	2.10 <sup>Aa</sup>	1.34 <sup>Aa</sup>	14.54 <sup>Aa</sup>	2.39 <sup>Aa</sup>	0.84 <sup>Bb</sup>	6.07 <sup>Aa</sup>
	>40~60	1.47 <sup>Bab</sup>	1.24 <sup>Ba</sup>	14.95 <sup>Aa</sup>	2.68 <sup>Aa</sup>	0.94 <sup>Bb</sup>	5.43 <sup>Aa</sup>
	0~60	1.65 <sup>A</sup>	1.11 <sup>B</sup>	13.23 <sup>B</sup>	2.26 <sup>A</sup>	1.19 <sup>AB</sup>	5.50 <sup>A</sup>

同一列数据后英文大写字母不同表示同一土层不同林型间某指标差异显著,英文小写字母不同表示相同林型不同土层间某指标差异显著 ( $\alpha=0.05$ )。

## 2.4 不同林型土壤有机碳与其他土壤理化性质间的关系

### 2.4.1 土壤有机碳与其他土壤理化性质的相关分析

从相关系数(图5)可以看出,除有效磷含量外,3种林型土壤有机碳含量与各土壤理化指标的相关性较一致,差异仅表现在相关程度上。3种林型土壤有机碳含量均与土壤含水量,铵态氮、速效钾和有机磷含量呈极显著( $P<0.01$ )或显著( $P<0.05$ )正相关关系,而与pH呈极显著负相关关系( $P<$

$0.01$ )。3种林型土壤有机碳含量均与Na<sub>2</sub>O、MgO、Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>和K<sub>2</sub>O含量呈极显著负相关关系( $P<0.01$ ),而与Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>含量呈负相关关系,但未达显著水平( $P>0.05$ )。

### 2.4.2 土壤有机碳与其他土壤理化性质间的回归分析

采用逐步回归分析方法,通过比较标准化回归系数,筛选出影响各林型土壤有机碳含量的主导因子,并得到各林型土壤有机碳含量的线性回归方程(表4)。模型回归估计精度达到81.0%~92.3%,

表明回归方程可反映不同林型兴安落叶松林土壤有机碳含量与土壤因子的关系。研究发现,林型不同,主导因子不同,草类-兴安落叶松林筛选出的变量为  $\text{Na}_2\text{O}$ 、有效磷(AP)和  $\text{Fe}_2\text{O}_3$  含量,杜香-兴安落叶松林筛选出的变量为有机磷(OP)、CaO 含量和

pH,杜鹃-兴安落叶松林筛选出的变量为  $\text{Fe}_2\text{O}_3$  含量。由此可知, $\text{Fe}_2\text{O}_3$  含量是草类-兴安落叶松林和杜鹃-兴安落叶松林土壤有机碳含量的共同限制因子。

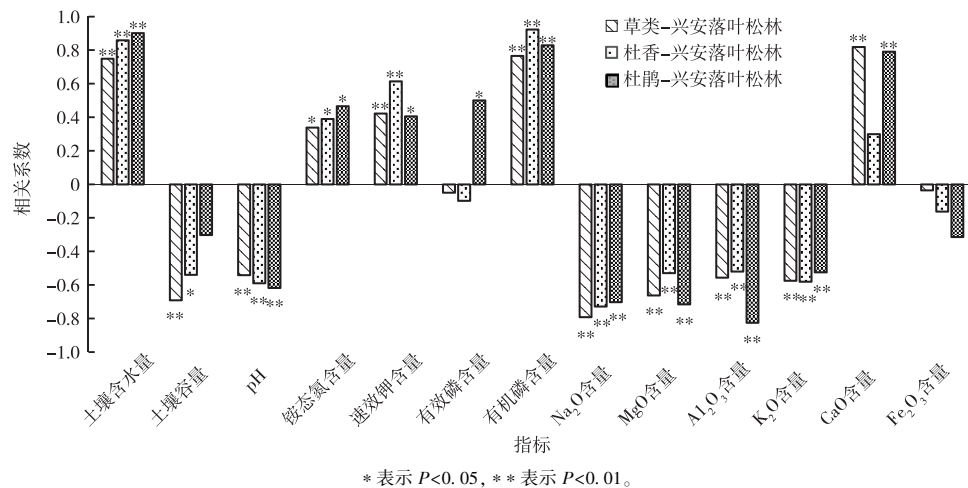


图5 不同林型兴安落叶松林土壤有机碳含量与土壤各指标间的相关系数

Fig. 5 Correlation coefficients between SOC content and soil indexes of different types of *Larix gmelinii* forest

表4 不同林型兴安落叶松林土壤有机碳回归模型

Table 4 SOC regression models of *Larix gmelinii* forest with different forest types

林型	回归方程	$R^2$
草类-兴安落叶松林	$w(\text{SOC}_1) = \exp[9.209 - 1.087w(\text{Na}_2\text{O}) - 0.101w(\text{AP}) - 0.477w(\text{Fe}_2\text{O}_3)]$	0.868
杜香-兴安落叶松林	$w(\text{SOC}_2) = \exp[(3.104 + 0.004w(\text{OP}) + 1.358w(\text{CaO}) - 0.503v(\text{pH})]$	0.923
杜鹃-兴安落叶松林	$w(\text{SOC}_3) = \exp[6.730 - 0.660w(\text{Fe}_2\text{O}_3)]$	0.810

通过比较模型的  $R^2$  值发现,与草类-兴安落叶松林和杜鹃-兴安落叶松林相比,多元回归可用于更好地描述杜香-兴安落叶松林土壤有机碳含量与土壤性质间的关系。将测定的土壤有机碳含量与多元回归预测的土壤有机碳含量进行比较,结果(图6)显示,具有较高有机碳含量的土壤表层(0~10 cm)拟合效果不佳,预测值偏低,其他各层预测值与实测值较接近,表明除表层外其他各层预测的土壤有机碳含量与实测土壤有机碳含量之间具有良好的拟合性;同时,与草类-兴安落叶松林、杜香-兴安落叶松林相比,杜鹃-兴安落叶松林的模型拟合效果较差。

### 3 讨论

土壤有机碳含量取决于植被的归还量和分解

速率间的平衡关系,并受土壤母质与自然成土因素的制约<sup>[10-11]</sup>。

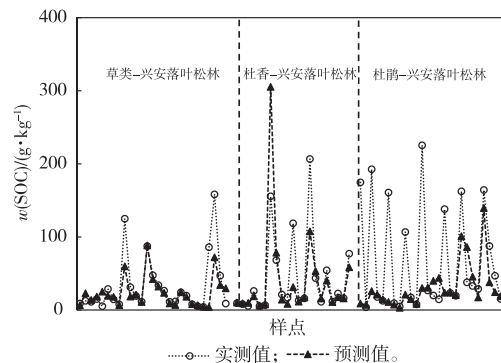


图6 不同林型兴安落叶松林土壤有机碳拟合效果

Fig. 6 SOC fitting map of *Larix gmelinii* forest with different forest types

#### 3.1 土壤有机碳特征

在全球气候变化背景下,森林土壤固碳成为全球研究热点,与不同地区森林土壤有机碳含量<sup>[3-4]</sup>的对比表明,兴安落叶松林土壤有机碳含量处于较高水平。一方面,高纬度地区气温较低,微生物活性受到抑制,限制了有机质的矿化,造成有机碳的长期积累<sup>[3]</sup>。另一方面,不同地区植被类型不同,造成枯落物层和土壤层输入的有机物质在类型、数量和化学特性等方面的差异,一定程度上影响新输

入有机质的分解速率<sup>[12]</sup>。针叶林含有更多难以分解的物质(如木质素和纤维素),木质素含量高,而可溶性糖类含量低<sup>[13]</sup>,使其难以分解而有利于土壤有机碳的积累<sup>[3,14]</sup>。同时,研究区地表枯枝落叶层厚,年积累的腐殖质较多,因而有机碳含量也会高于其他地区。

兴安落叶松林土壤有机碳含量随土层深度增加而逐渐减少<sup>[15-16]</sup>,且表聚效应明显。作为土壤有机质主要来源的地表枯落物在自然环境中的分解转化和与微生物间的相互作用对森林土壤有机碳产生重要影响<sup>[17-18]</sup>。研究区土层浅薄且富含砾石,加之多年冻土的存在,使兴安落叶松根系分布较浅,其根系生物量集中分布在 0~20 cm 土层中,且多为水平根<sup>[19-20]</sup>,所以死亡根系及其分泌物的补充主要发生在表层,而植物叶片凋落后也主要集中于土壤表层,因此造成土壤有机碳在表层富集。地表枯落物和植物根系分解形成的有机质经表层再进入更深的土层中,所以土壤有机碳含量呈现由表层向下逐渐递减的变化规律。研究区地处寒温带,气温低,土壤微生物活性和土壤动物活跃度受限,地表枯落物分解转化速率慢,土壤生物带入深层土壤的有机碳量和带入深度有限<sup>[21]</sup>。

### 3.2 土壤有机碳影响因素分析

土壤有机碳含量受植被类型、林龄、根系分布、凋落物分解程度、地形因子、土壤理化性质等因素影响。

植被通过光合作用固定 CO<sub>2</sub> 是土壤碳的主要来源,其固碳量与植被类型密切相关<sup>[22]</sup>。不同林型兴安落叶松林土壤有机碳含量由大到小依次为杜香-兴安落叶松林、杜鹃-兴安落叶松林和草类-兴安落叶松林,各林型间差异随土层加深而逐渐减小。林下植被也是该区域土壤有机碳的重要来源,林下植被不同,枯落物类型和数量不同,导致各林型间土壤有机碳含量的差异。研究区杜香群落发展稳定,植被盖度大,土壤环境得到改善,较适宜微生物活动,同时地表凋落物多,增加了土壤有机质的输入量<sup>[23]</sup>,所以杜香-兴安落叶松林土壤有机碳含量最高。兴安杜鹃虽与杜香同属杜鹃花科灌木,但其叶片近革质,不易于分解,所以杜鹃-兴安落叶松林土壤有机碳含量略低于杜香-兴安落叶松林。由于草类-兴安落叶松林主要分布于坡地,土层浅,落叶松根系固定能力弱,经过长时间的更新后林木密度较小,加之林下以低地草本为主,所以有机碳输入量较少<sup>[24]</sup>,造成草类-兴安落叶松林表层土壤有机碳含量显著低于其他林型。随着土层深度增加,

地表植被的影响逐渐减弱,而成土母质大致相同,所以不同林型间底层有机碳含量差异较小。

土壤 pH、温度、水分等因素,通过影响枯枝落叶分解速率而对土壤有机碳产生影响<sup>[17]</sup>。3 种林型土壤有机碳含量分别与土壤含水量、容重呈显著正相关和负相关关系,此与许多学者对不同地区森林土壤有机碳的研究结果<sup>[15,24-25]</sup>一致。土壤容重是影响土壤有机碳垂直分布的重要物理性质之一,随着土壤容重的增大,土壤孔隙度变小,通气性变差,不利于根系生长发育,抑制土壤生物活性,导致土壤有机碳含量下降。研究区土壤为弱酸性,兴安落叶松林土壤有机碳与 pH 呈极显著负相关<sup>[26]</sup>。酸性土壤中,微生物种类受到限制且以真菌为主,减慢了有机物质的分解<sup>[27]</sup>。氮、磷、钾是植物生长所必需的营养元素,其含量的增加可促进土壤有机碳的积累<sup>[28]</sup>,因此,兴安落叶松林土壤有机碳含量与铵态氮、速效钾、有机磷含量呈显著正相关关系。兴安落叶松林土壤有机碳含量与金属氧化物含量间的相关关系,表明各金属氧化物含量与土壤有机碳含量存在较强的关联性。通径分析结果显示,不同林型兴安落叶松林土壤有机碳含量的主导因子存在差异。土壤有机碳的分解与转化主要受到外源有机物的化学组成、土壤水分、温度、质地和 pH 等因素的影响。草类-兴安落叶松林和杜鹃-兴安落叶松林多分布于阳坡、半阳坡,而杜香-兴安落叶松林主要分布于生境湿冷的阴坡、半阴坡<sup>[29]</sup>,水热条件的差异会影响微生物活性,也会对土壤中各元素的迁移、积累及转化产生影响<sup>[30]</sup>,一定程度上造成不同林型土壤有机碳含量主导因子的差异,具体机制有待今后深入研究。

## 4 结论

(1) 兴安落叶松林(0~60 cm)土壤有机碳具有明显表聚性,且随土层深度增加呈幂函数形式下降。各林型土壤有机碳含量由大到小依次为杜香-兴安落叶松林(64.14 g·kg<sup>-1</sup>)>杜鹃-兴安落叶松林(63.48 g·kg<sup>-1</sup>)>草类-兴安落叶松林(39.99 g·kg<sup>-1</sup>),林型间差异随土层深度增加而减小。

(2) 各林型间土壤理化指标的差异主要表现在草类-兴安落叶松林分别与杜鹃-兴安落叶松林、杜香-兴安落叶松林之间。在不同林型中,除容重,有效磷和 Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub> 含量外,表层其他指标均显著区别于其他土层;在各土层,除容重,铵态氮和 Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> 含量外,其他指标在各林型间存在显著差异。

(3) 各林型兴安落叶松林土壤有机碳含量与土

壤含水量、铵态氮、速效钾、有机磷含量均呈显著正相关,与土壤容重、pH值、 $\text{Na}_2\text{O}$ 、 $\text{MgO}$ 、 $\text{Al}_2\text{O}_3$ 、 $\text{K}_2\text{O}$ 含量均呈显著负相关。不同林型土壤有机碳含量主导因子不同,多元回归可用于更好地描述杜香-兴安落叶松林土壤有机碳含量与土壤性质间的关系。

综上,林下植被也是兴安落叶松林土壤有机碳的重要来源,在土壤有机碳积累方面的作用不可忽视,因此,在森林经营过程中应避免对林下植被和枯落物造成破坏;在火烧或采伐迹地的植被恢复过程中,要科学合理制定林下植被的恢复与管理措施,使林下植被与上层林木协同发展。同时,也要注意对林地土壤环境的调节,可通过改善土壤物理性状,降低土壤容重,使水分等营养物质顺利向下输送,增强土壤透气性及微生物活性,提高森林土壤固碳作用。今后可开展林下植被生理生态特征、养分综合效应及其对林木生长的影响研究,为兴安落叶松天然林的经营管理提供理论依据。

#### 参考文献:

- [1] 金峰,杨浩,赵其国.土壤有机碳储量及影响因素研究进展[J].土壤,2000,32(1):11-17
- [2] SCHLESINGER W H.Evidence from Chronosequence Studies for a Low Carbon-storage Potential of Soils [J]. Nature, 1990, 348 (6298):232-234.
- [3] 王春燕,何念鹏,吕瑜良.中国东部森林土壤有机碳组分的纬度格局及其影响因子[J].生态学报,2016,36(11):3176-3188. [WANG Chun-yan, HE Nian-peng, LYU Yu-liang. Latitudinal Patterns and Factors Affecting Different Soil Organic Carbon Fractions in the Eastern Forests of China [J]. Acta Ecologica Sinica, 2016, 36(11):3176-3188.]
- [4] 邢维奋,石珊奇,薛杨,等.海南乐东5种森林土壤有机碳储量的比较[J].热带农业科学,2017,37(5):14-19. [XING Wei-fen, SHI Shan-qi, XUE Yang, et al. Comparison of Soil Organic Carbon Storage in 5 Different Forest Plantations in Ledong County of Hainan Province [J]. Chinese Journal of Tropical Agriculture, 2017, 37(5):14-19.]
- [5] 聂浩亮,薄慧娟,张润哲,等.北京海坨山典型林分土壤有机碳含量及有机碳密度垂直分布特征[J].林业科学研究,2020,33(6):155-162. [NIE Hao-liang, BO Hui-juan, ZHANG Run-zhe, et al. Vertical Distribution Characteristics of Soil Organic Carbon Content and Organic Carbon Density of Typical Forest Stands at Haituo Mountain, Beijing [J]. Forest Research, 2020, 33(6):155-162.]
- [6] SCHARLEMANN J P, TANNER E V, HIEDERER R, et al. Global Soil Carbon: Understanding and Managing the Largest Terrestrial Carbon Pool [J]. Carbon Management, 2014, 5(1):81-91.
- [7] KIRILL Y K, VLADIMIR F K, VICTOR P S, et al. Global Ecodynamics: A Multidimensional Analysis [M]. Berlin, Germany: Springer, 2004:235-379.
- [8] PIERZYNSKI G M. Methods of Phosphorus Analysis for Soils, Sediments, Residuals, and Waters [M]. 2nd ed. Raleigh, NC, USA: North Carolina State University, 2009.
- [9] RUBAN V, LÓPEZ-SÁNCHEZ J F, PARDO P, et al. Harmonized Protocol and Certified Reference Material for the Determination of Extractable Contents of Phosphorus in Freshwater Sediments: A Synthesis of Recent Works [J]. Fresenius' Journal of Analytical Chemistry, 2001, 370(2/3):224-228.
- [10] 管利民,吴志祥,周兆德,等.海南西部不同林龄橡胶人工林生态系统土壤有机碳库及其影响因素分析[J].安徽农业科学,2012,40(27):13437-13440. [GUAN Li-min, WU Zhi-xiang, ZHOU Zhao-de, et al. Study on Soil Organic Carbon and Its Impact Factors in Rubber Plantation Ecosystem at Different Stand Ages in the Western Region of Hainan [J]. Journal of Anhui Agricultural Sciences, 2012, 40(27):13437-13440.]
- [11] 林而达,李玉娥,郭李萍.中国农业土壤固碳潜力与气候变化[M].北京:科学出版社,2005:45-91.
- [12] YANO Y, LAJTHA K, SOLLINS P, et al. Chemistry and Dynamics of Dissolved Organic Matter in a Temperate Coniferous Forest on Andic Soils: Effects of Litter Quality [J]. Ecosystems, 2005, 8(3):286-300.
- [13] HOBBS S E. Temperature and Plant Species Control over Litter Decomposition in Alaskan Tundra [J]. Ecological Monographs, 1996, 66(4):503-522.
- [14] DE DEYN G B, CORNELISSEN J H C, BARDGETT R D. Plant Functional Traits and Soil Carbon Sequestration in Contrasting Biomes [J]. Ecology Letters, 2008, 11(5):516-531.
- [15] 曹小玉,李际平.杉木林土壤有机碳含量与土壤理化性质的相关性分析[J].林业资源管理,2014(6):104-109. [CAO Xiao-yu, LI Ji-ping. Contents of Soil Organic Carbon and Its Relations with Soil Physicochemical Properties in Chinese Fir Plantations [J]. Forest Resources Management, 2014(6):104-109.]
- [16] 王心怡,周聪,冯文瀚,等.不同林龄杉木人工林土壤团聚体及其有机碳变化特征[J].水土保持学报,2019,33(5):126-131. [WANG Xin-yi, ZHOU Cong, FENG Wen-han, et al. Changes of Soil Aggregates and Its Organic Carbon in Chinese Fir Plantations with Different Forest Ages [J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2019, 33(5):126-131.]
- [17] 赵栋,权丽,屠彩芸,等.拱坝河流域5种森林类型土壤有机碳的分布特征[J].水土保持通报,2018,38(6):54-60. [ZHAO Dong, QUAN Li, TU Cai-yun, et al. Distribution Characteristics of Soil Organic Carbon in Typical Forestlands in Drainage Basin of Gongba River [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2018, 38(6):54-60.]
- [18] QUIDEAU S A, CHADWICK O A, TRUMBORE S E, et al. Vegetation Control on Soil Organic Matter Dynamics [J]. Organic Geochemistry, 2001, 32(2):247-252.
- [19] 吕亚亚.兴安落叶松根系结构及固土力学特性分析[D].呼和浩特:内蒙古农业大学,2014. [LÜ Ya-ya. Study on the Root System Structure and the Soil Mechanics Mechanism of *Larix gmelinii* [D]. Hohhot: Inner Mongolia Agricultural University, 2014.]
- [20] 王晓宏,张秋良,郭玉东,等.兴安落叶松天然林粗根生物量及分布特征的研究[J].林业资源管理,2013(5):62-66,90. [WANG Xiao-hong, ZHANG Qiu-liang, GUO Yu-dong, et al. Study on the Coarse Root Biomass and Distribution Characteristics about

- Natural *Larix gmelinii* Forest [J]. Forest Resources Management, 2013(5):62-66,90.]
- [21] 解宪丽,孙波,周慧珍,等.不同植被下中国土壤有机碳的储量与影响因子[J].土壤学报,2004,41(5):687-699.[XIE Xian-li,SUN Bo,ZHOU Hui-zhen, *et al.* Soil Carbon Stocks and Their Influencing Factors under Native Vegetations in China [J]. Acta Pedologica Sinica,2004,41(5):687-699.]
- [22] 贾树海,王薇薇,张日升.不同林型土壤有机碳及腐殖质组成的分布特征[J].水土保持学报,2017,31(6):189-195.[JIA Shu-hai,WANG Wei-wei,ZHANG Ri-sheng. Distribution Characteristics of Soil Organic Carbon and Humus Composition in Different Forest Types [J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2017,31(6):189-195.]
- [23] 李金博,朱道光,崔福星,等.寒温带落叶松林不同林型土壤有机碳含量及相关性分析[J].国土与自然资源研究,2015(5):72-75.[LI Jin-bo,ZHU Dao-guang,CUI Fu-xing, *et al.* Analysis on the Relationship between Soil Organic Carbon Content and Soil Organic Carbon in Different Leaves of Larch in Alpine Region [J]. Territory & Natural Resources Study,2015(5):72-75.]
- [24] 崔楠,吕光辉,刘晓星,等.胡杨、梭梭群落土壤理化性质及其相互关系[J].干旱区研究,2015,32(3):476-482.[CUI Nan,LÜ Guang-hui,LIU Xiao-xing, *et al.* Soil Physical-chemical Properties of *Populus euphratica* and *Haloxylon persicum* Communities and Their Relationship [J]. Arid Zone Research, 2015, 32(3):476-482.]
- [25] 邓艳林,陈芳芳,张景,等.莽山不同次生林土壤有机碳分布与土壤物理性质的相关性[J].南方农业学报,2017,48(4):616-622.[DENG Yan-lin,CHEN Fang-fang,ZHANG Jing, *et al.* Correlation between Distribution of Soil Organic Carbon and Soil Physical Properties for Different Secondary Forests in Mangshan [J]. Journal of Southern Agriculture,2017,48(4):616-622.]
- [26] 边华林,杨广军,牛艳东,等.洞庭湖不同水位梯度川三蕊柳和短尖藁草土壤有机碳垂直分布特征[J].生态与农村环境学报,2019,35(8):1051-1057.[BIAN Hua-lin,YANG Guang-jun,NIU Yan-dong, *et al.* Vertical Distribution of Soil Organic Carbon in *Salix triandroides* and *Carex brevicuspis* Communities along Water Level Gradients in the Dongting Lake Wetlands [J]. Journal of Ecology and Rural Environment,2019,35(8):1051-1057.]
- [27] 洪雪姣.大、小兴安岭主要森林群落类型土壤有机碳密度及影响因子的研究[D].哈尔滨:东北林业大学,2012.[HONG Xue-jiao. The Research of Organic Carbon Density of Soil and Influencing Factors of Main Forest Community Type in Greater and Lesser Khingan Mountains [D]. Harbin: Northeast Forestry University,2012.]
- [28] 祁金虎.辽东山区天然次生柞林土壤有机碳含量及其与理化性质的关系[J].水土保持学报,2017,31(4):135-140,171.[QI Jin-hu. Contents of Soil Organic Carbon and Its Relations with Physicochemical Properties of Secondary Natural Oak Forests in Eastern Mountain Area of Liaoning Province [J]. Journal of Soil and Water Conservation,2017,31(4):135-140,171.]
- [29] 李金博.大兴安岭兴安落叶松林土壤温室气体排放通量特征研究[D].哈尔滨:东北林业大学,2018.[LI Jin-bo. Characteristics of Greenhouse Gas Emission Fluxes from *Larix gmelinii* Forest in Daxing' an Mountains of China [D]. Harbin: Northeast Forestry University,2018.]
- [30] 王彦军.兴安落叶松林下土壤物理化学性质的研究[D].呼和浩特:内蒙古农业大学,2011.[WANG Yan-jun. Study on Soil Physical and Chemical Properties of Dahurian Larch Forest [D]. Hohhot: Inner Mongolia Agricultural University,2011.]

作者简介:王冰(1981—),女,山东潍坊人,副教授,博士,主要研究方向为森林生态、森林可持续经营。E-mail: wbingbing2008@126.com

(责任编辑:李祥敏)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2020.1027

谢倚慧,张明华,熊瑞,等.马缨丹在镉、铅、锌复合胁迫下的耐性和解毒机制[J].生态与农村环境学报,2021,37(9):1209-1217.

XIE Yi-hui, ZHANG Ming-hua, XIONG Rui, et al. Study on the Tolerance and Detoxification Mechanisms of *Lantana camara* under the Combined Stress of Cadmium, Lead and Zinc[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2021, 37(9): 1209-1217.

## 马缨丹在镉、铅、锌复合胁迫下的耐性和解毒机制

谢倚慧<sup>1</sup>, 张明华<sup>1</sup>, 熊瑞<sup>1</sup>, 李婷<sup>1</sup>, 蒲玉琳<sup>1</sup>, 徐小逊<sup>2</sup>, 李云<sup>1</sup>, 张世熔<sup>2</sup>, 贾永霞<sup>1</sup> (1. 四川农业大学资源学院, 四川成都 611130; 2. 四川农业大学环境学院, 四川成都 611130)

**摘要:** 采用盆栽试验,研究了不同含量镉、铅、锌复合污染条件下马缨丹(*Lantana camara*)的生物量、相对电导率、重金属含量、亚细胞分布及形态特征,以期明确马缨丹在复合胁迫下的耐性及解毒机制。结果表明:(1)随着重金属复合污染含量升高,马缨丹生物量先增加后降低,直到T6[ $w(\text{Cd})$ 、 $w(\text{Pb})$ 和 $w(\text{Zn})$ 分别为60、800和1 000  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ]处理,其生长开始明显受到抑制。(2)马缨丹根系和叶片相对电导率随复合污染含量升高而升高,T3[ $w(\text{Cd})$ 、 $w(\text{Pb})$ 和 $w(\text{Zn})$ 分别为10、200和400  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ]和T4[ $w(\text{Cd})$ 、 $w(\text{Pb})$ 和 $w(\text{Zn})$ 分别为20、400和600  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ]处理显著高于对照。(3)马缨丹各部位镉含量随污染程度加重,呈先增加后降低趋势;铅、锌含量则随污染程度加重而不断上升。复合胁迫下,马缨丹根系镉、锌含量均高于地上部,铅含量低于地上部。(4)马缨丹体内镉、铅主要分布于可溶性组分(45.2%~62.5%和44.2%~66.7%),其次为细胞壁(29.7%~44.0%和25.2%~44.1%),可溶性组分(39.2%~52.4%)和细胞壁(39.8%~50.4%)中锌含量则相差不大,3种重金属在细胞器中均分布较少(7.1%~12.2%、6.0%~13.1%和4.8%~11.6%)。(5)3种重金属在马缨丹各器官中均主要以氯化钠提取态和醋酸提取态等毒性较低的形式存在,其分别占总量的50.7%~73.2%、47.9%~58.9%和46.7%~63.2%,而毒性较高的乙醇提取态和去离子水提取态占比较少,分别仅占总量的14.2%~20.8%、14.6%~28.4%和19.6%~32.2%。可见,马缨丹在镉、铅、锌复合胁迫下具有较高的耐性,其主要耐性机制为根系对重金属的固持、细胞壁和可溶性组分的区隔化作用以及改变重金属化学形态,使其主要以低毒形态存在。

**关键词:** 马缨丹; 重金属; 复合污染; 亚细胞分布; 形态特征

**中图分类号:** X53 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2021)09-1209-09

**Study on the Tolerance and Detoxification Mechanisms of *Lantana camara* under the Combined Stress of Cadmium, Lead and Zinc.** XIE Yi-hui<sup>1</sup>, ZHANG Ming-hua<sup>1</sup>, XIONG Rui<sup>1</sup>, LI Ting<sup>1</sup>, PU Yu-lin<sup>1</sup>, XU Xiao-xun<sup>2</sup>, LI Yun<sup>1</sup>, ZHANG Shi-rong<sup>2</sup>, JIA Yong-xia<sup>1</sup> (1. College of Resources, Sichuan Agricultural University, Chengdu 611130, China; 2. College of Environmental Sciences, Sichuan Agricultural University, Chengdu 611130, China)

**Abstract:** *Lantana camara* is considered to have high tolerance to the Cd, Pb and Zn co-contaminated soil because it can grow normally in Pb-Zn mining area. However, its tolerance and detoxification mechanisms remain unknown. In this study, a pot experiment was conducted to investigate the biomass, relative electrical conductivity, heavy metal content, subcellular distribution and chemical forms of Cd, Pb and Zn in *L. camara*. The results reveal that: (1) With the increase in the concentrations of heavy metals compound pollution, the biomass of *L. camara* first increased and then decreased. And it was not until T6 [ $w(\text{Cd})$  as 60  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,  $w(\text{Pb})$  as 800  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,  $w(\text{Zn})$  as 1 000  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ] treatment that its growth was significantly inhibited; (2) The relative electrical conductivity in roots and leaves of *L. camara* gradually increased with the rising concentrations of heavy metals, and were significantly higher than that in the control in T3 [ $w(\text{Cd})$  as 10  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,  $w(\text{Pb})$  as 200  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,  $w(\text{Zn})$  as 400  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ] and T4 [ $w(\text{Cd})$  as 20  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,  $w(\text{Pb})$  as 400  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,  $w(\text{Zn})$  as 600  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ] treatments, respectively; (3) The Cd concentrations in various parts of *L. camara* showed a trend of first increasing and then decreasing with the increase of pollution; the Pb and Zn concentrations continued to rise. The content of Cd and Zn in roots of *L. camara* was higher than that in shoots, and the content of Pb was con-

收稿日期: 2020-12-21

基金项目: 国家自然科学基金(41101298); 四川农业大学双支计划

① 通信作者 E-mail: yongxiajia@163.com

trast; (4) Cd and Pb were mainly distributed in the soluble fraction (45.2%–62.5% and 44.2%–66.7%, respectively), followed by the cell wall (29.7%–44.0% and 25.2%–44.1%, respectively), while the concentration of Zn in the soluble fraction (39.2%–52.4%) was similar to that in the cell wall (39.8%–50.4%). A minor part of Cd, Pb and Zn (7.1%–12.2%, 6.0%–13.1% and 4.8%–11.6%, respectively) accumulated in the organelles; (5) Most of Cd, Pb and Zn in the plant organ were mainly in the forms of NaCl and HAc extractable, accounting for 50.7%–73.2%, 47.9%–58.9% and 46.7%–63.2% of total Cd, Pb and Zn, respectively, while the 80% ethanol extractable and deionized water extractable forms accounted for 14.2%–20.8%, 14.6%–28.4% and 19.6%–32.2%, respectively. These results show that *L. camara* has high tolerance to the Cd, Pb and Zn co-contaminated soil, and the retention of Cd and Zn in the roots, the store of a large amount of heavy metal in cell wall and soluble fraction, and the formation of less toxic chemical forms are important detoxification mechanisms in *L. camara*.

**Key words:** *Lantana camara*; heavy metal; combined pollution; subcellular distribution; chemical form

近年来,矿产开采和冶炼导致大量重金属释放、迁移进入土壤,造成严重的土壤重金属污染<sup>[1-2]</sup>。四川铅锌矿产资源丰富,是我国 5 大铅锌矿生产基地之一,分布有较多共生或伴生镉的铅锌矿<sup>[3]</sup>。矿山开采带来经济效益的同时,也使矿区及周边土壤受到不同程度的重金属污染,其中以镉、铅、锌复合污染最为严重<sup>[4]</sup>。土壤中过量的重金属易被植物吸收,抑制植物根系生长,影响植物养分吸收;同时,过量的重金属能破坏植物细胞结构,抑制叶绿素合成和多种生理代谢过程,造成植物黄化、枯萎,甚至死亡<sup>[5-6]</sup>。

为提高自身对重金属的适应性,不少植物形成了独特的解毒机制,主要有外部排斥机制和内部耐受机制<sup>[7]</sup>。前者指植物可通过某些途径以减少自身对重金属的吸收,或将吸收的重金属元素大部分固定在根系中,限制其向地上部运输。如石菖蒲<sup>[8]</sup>以及木贼和蜈蚣草<sup>[9]</sup>等可通过减少对铅、镉的吸收来提高自身耐性,而覆瓦栎<sup>[10]</sup>以及香附子和土荆芥<sup>[9]</sup>则是通过根系的固持作用来缓解镉、铅、锌对植物地上部的毒害。内部耐受机制指重金属在植物体内以不具生物活性的解毒形式存在。区隔化作用是重要的内部耐受机制之一,它主要是将重金属储存在液泡或细胞壁,使之与细胞中代谢活跃的器官分隔开,从而降低重金属对植物细胞的伤害<sup>[11-12]</sup>。研究发现,蓖麻可将吸收的镉、锌固定在细胞壁上以缓解毒性<sup>[13]</sup>;而萱草<sup>[14]</sup>和天蓝遏蓝菜<sup>[15]</sup>体内的镉、铅则主要存在于可溶性组分中,通过液泡区隔化以降低毒害。植物体内的蛋白质、果胶酸盐、草酸盐等物质也可与重金属结合,改变其存在形态,影响其毒性和迁移能力<sup>[16-17]</sup>。镉在华中蹄盖蕨<sup>[18]</sup>和大豆<sup>[19]</sup>中主要以氯化钠提取态和醋酸提取态等毒性较低的形式存在,而圆叶无心菜<sup>[20]</sup>和波斯菊<sup>[21]</sup>体内的铅、锌则是以毒性更低的醋酸提取态和盐酸提取态存在。以上研究表明不同植物对

重金属的解毒机制不同,研究重金属在植物各器官中含量、亚细胞分布及化学形态特征对明确植物解毒机制具有重要意义。

马缨丹(*Lantana camara*)又名五色梅,为马鞭草科马缨丹属常绿小灌木,是一种花、叶两用的观赏性植物,广泛分布于我国四川、云南、浙江等地。马缨丹生长速度快,生物量大,且生态适应性强,不仅能在四川省汉源县富泉铅锌矿区自然生长,而且是该矿区的一种优势植物,表明马缨丹对镉、铅、锌复合污染可能具有较高耐性。前期研究<sup>[22-23]</sup>发现,马缨丹在镉、铅单一污染条件下可通过减少镉、铅向地上部转运和区隔化作用来缓解重金属毒害。但马缨丹在镉、铅、锌复合污染条件下的耐性和解毒机制尚不明确。因此,以汉源县富泉铅锌矿区马缨丹为材料,通过盆栽试验,研究其在镉、铅、锌复合污染条件下,各部位重金属的含量、亚细胞分布模式和赋存形态,探讨马缨丹在复合污染条件下耐性和解毒机制,以期为矿区植被恢复和重金属污染土壤治理提供一定参考依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 供试材料

供试马缨丹采自四川省汉源县富泉铅锌矿区。试验所用土壤采自四川省成都市温江区公平镇农用地。土壤基本理化性质:pH 值为 6.74,有机质含量为 21.1 mg · kg<sup>-1</sup>,碱解氮含量为 65.4 mg · kg<sup>-1</sup>,速效钾含量为 212.1 mg · kg<sup>-1</sup>,速效磷含量为 47.5 mg · kg<sup>-1</sup>,全镉含量为 0.072 mg · kg<sup>-1</sup>,全铅含量为 68.4 mg · kg<sup>-1</sup>,全锌含量为 94.8 mg · kg<sup>-1</sup>,均低于 GB 15618—2018《土壤环境质量 农用地土壤污染风险筛选标准(试行)》风险筛选值。

### 1.2 试验方法

试验于 2017 年 6—10 月在四川农业大学成都校区塑料大棚内进行。试验所用土壤经风干、压

碎、过 5 mm 孔径筛后,装入 40 cm×30 cm 塑料盆中,每盆装土 8.0 kg。试验共设置 8 个重金属处理含量(表 1),以不添加重金属为对照,每个处理重复 5 次。将相应量的  $\text{CdCl}_2 \cdot 2.5\text{H}_2\text{O}$  (分析纯)、 $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  (分析纯) 和  $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$  (分析纯) 配制成溶液,与土壤混合均匀,放置 4 周,使重金属达到平衡状态。

表 1 不同 Cd、Pb、Zn 含量处理

Table 1 Different treatments of Cd, Pb, Zn concentration

处理	$w/(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1})$		
	Cd	Pb	Zn
CK	0	0	0
T1	1	50	100
T2	5	100	200
T3	10	200	400
T4	20	400	600
T5	40	600	800
T6	60	800	1 000
T7	80	1 000	1 500

马缨丹采用扦插方式育苗。剪取 10~15 cm 左右当年生马缨丹枝条作为插穗,待扦插成活长出 2~3 片新叶后,选取长势基本一致的幼苗进行移栽,每盆 3 株。在马缨丹生长期,定期浇水、除草,观察植物生长情况。于 90 d 后收获植株,进行各项指标测定。

### 1.3 测定方法

#### 1.3.1 生物量的测定

将采集植物样品分为地上部和根系 2 个部分,经洗净、烘干后测定干重。

#### 1.3.2 相对电导率的测定

电导率采用 DDS-12A 型电导率仪测定,相对

电导率为煮沸前电导率与煮沸后电导率的比值。

#### 1.3.3 重金属含量的测定

植物样品中重金属含量测定参照 ZHANG 等<sup>[24]</sup>的湿灰化法:采用  $V(\text{HNO}_3) : V(\text{HClO}_4) = 4 : 1$  的混合液将植物样品进行消化,采用原子吸收光谱仪(AAS)测定重金属含量。

#### 1.3.4 亚细胞分级

亚细胞组分的分离参照 FU 等<sup>[25]</sup>的亚细胞分级方法:采用差速离心法将植物样品分离为细胞壁、细胞器和可溶性组分 3 个部分,分离出的各组分采用  $V(\text{HNO}_3) : V(\text{HClO}_4) = 4 : 1$  混合液消化后,采用原子吸收光谱仪(AAS)测定重金属含量。

#### 1.3.5 重金属形态测定

重金属形态测定参照白雪等<sup>[26]</sup>的逐步提取法并进行改进:分别采用  $w$  为 80% 乙醇、去离子水、 $1 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$  氯化钠溶液、 $w$  为 2% 醋酸、 $0.6 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$  盐酸逐级提取植物样品中重金属,提取液及残渣采用  $V(\text{HNO}_3) : V(\text{HClO}_4) = 4 : 1$  混合液进行消化后,采用原子吸收光谱仪(AAS)测定重金属含量。各提取液对应形态分别为乙醇提取态、水提取态、氯化钠提取态、醋酸提取态和盐酸提取态,残渣经消化后为残渣态。

### 1.4 数据处理与分析

采用 Excel 2010 和 SPSS 22.0 进行数据统计与分析,采用最小显著差法(LSD)对差异显著性( $P < 0.05$ )进行多重比较。

## 2 结果与分析

### 2.1 镉、铅、锌复合污染对马缨丹生物量的影响

不同镉、铅、锌含量处理马缨丹生物量见表 2。

表 2 不同 Cd、Pb、Zn 含量处理马缨丹各部分生物量和相对电导率的变化

Table 2 The dry weight and relative electrical conductivity of *Lantana camara* under different treatments of heavy metal concentrations

处理	生物量/ $(\text{g} \cdot \text{株}^{-1})$			相对电导率/%	
	根系	地上部	全株	根系	叶片
CK	0.67±0.02 <sup>c</sup>	3.03±0.10 <sup>c</sup>	3.70±0.19 <sup>c</sup>	17.94±2.11 <sup>d</sup>	33.57±2.29 <sup>e</sup>
T1	1.06±0.11 <sup>a</sup>	4.14±0.24 <sup>a</sup>	5.20±0.45 <sup>a</sup>	18.27±1.46 <sup>d</sup>	34.20±3.32 <sup>de</sup>
T2	1.18±0.19 <sup>a</sup>	4.82±0.44 <sup>a</sup>	6.00±0.73 <sup>a</sup>	18.65±2.18 <sup>d</sup>	37.32±1.59 <sup>de</sup>
T3	0.88±0.06 <sup>b</sup>	4.45±0.10 <sup>a</sup>	5.33±0.16 <sup>a</sup>	20.24±2.00 <sup>d</sup>	38.39±2.17 <sup>d</sup>
T4	0.77±0.17 <sup>bc</sup>	3.59±0.15 <sup>b</sup>	4.36±0.32 <sup>b</sup>	24.99±2.20 <sup>c</sup>	42.16±1.54 <sup>c</sup>
T5	0.55±0.03 <sup>d</sup>	2.77±0.28 <sup>cd</sup>	3.32±0.21 <sup>cd</sup>	27.81±3.39 <sup>bc</sup>	47.11±2.06 <sup>b</sup>
T6	0.54±0.03 <sup>d</sup>	2.71±0.14 <sup>d</sup>	3.25±0.10 <sup>d</sup>	32.50±2.14 <sup>ab</sup>	49.53±1.97 <sup>b</sup>
T7	0.45±0.16 <sup>e</sup>	2.46±0.18 <sup>d</sup>	2.91±0.13 <sup>e</sup>	37.45±2.97 <sup>a</sup>	54.62±1.80 <sup>a</sup>

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

如表 2 所示,当镉、铅、锌含量从 CK 增至 T2 处理时,马缨丹根系、地上部和全株生物量随重金属

处理含量增加而增加,且以 T2 处理为最大,分别为 CK 的 1.76、1.59 和 1.62 倍;当污染含量大于 T2 处

理时,马缨丹各部位生物量随重金属含量增加而呈不断下降趋势,T5 处理马缨丹根系生物量较 CK 显著降低,T6 处理地上部和全株生物量较 CK 显著降低。T7 处理马缨丹根系、地上部和全株生物量最小,较对照分别降低 32.8%、18.9%和 21.4%。在高含量重金属复合污染条件下,马缨丹生长才会受到抑制,表明其对镉、铅、锌复合污染具有较好耐性。

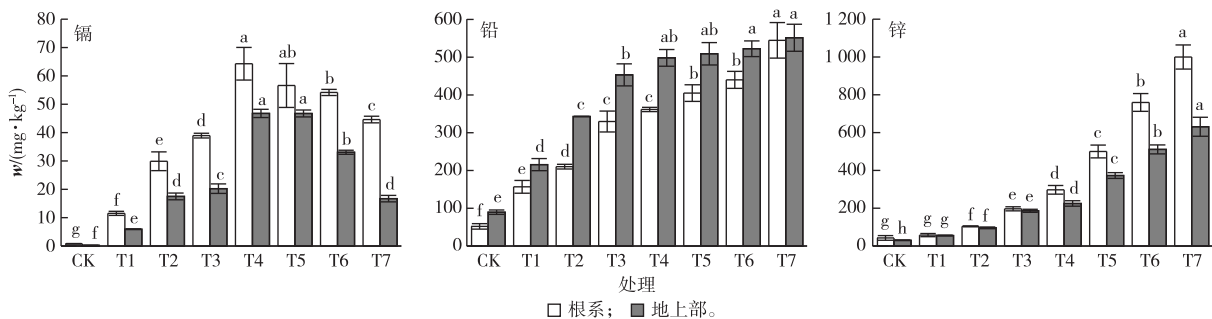
## 2.2 镉、铅、锌复合污染对马缨丹相对电导率的影响

不同镉、铅、锌复合处理马缨丹根系和叶片相对电导率变化情况见表 2。如表 2 所示,随着重金属处理含量增加,马缨丹根系和叶片相对电导率呈现逐渐上升趋势,分别于 T3 和 T4 处理时显著高于 CK,且均在 T7 处理时达到最大,分别为 CK 的 2.08

和 1.45 倍。由此可见,随着重金属复合污染程度加重,马缨丹细胞膜受损害程度不断加深。

## 2.3 马缨丹各部位中镉、铅、锌含量

马缨丹根系和地上部镉、铅、锌含量见图 1。如图 1 所示,随着镉、铅、锌复合污染程度加重,马缨丹地上部和根系镉含量先升高后降低,且在 T4 处理时达到最大值,分别为 CK 的 8.25 和 11.07 倍。马缨丹地上部和根系铅、锌含量则随着污染程度加重而逐渐上升,在 T7 处理时达到最大,分别为 CK 的 10.47、6.15 倍和 23.35、20.80 倍。各处理马缨丹根系镉、锌含量均高于地上部,而地上部铅含量则高于根系,表明马缨丹根系对镉、锌具有较好的固持能力。



同一幅图中,同一组直方柱上方英文小写字母不同表示马缨丹同部位不同处理间某指标差异显著( $P < 0.05$ )。

图 1 不同重金属含量处理马缨丹根系和地上部镉、铅、锌含量

Fig. 1 The contents of Cd, Pb and Zn in the root and shoot of *Lantana camara* under different treatments of heavy metal concentrations

## 2.4 马缨丹各器官中镉、铅、锌的亚细胞分布

马缨丹各器官中镉、铅、锌的亚细胞分布情况见图 2。如图 2 所示,在不同含量镉、铅、锌复合污染条件下,马缨丹根、茎、叶中镉、铅主要存在于可溶性组分(45.2%~62.5%和 44.2%~66.7%)中,细胞壁(29.7%~44.0%和 25.2%~44.1%)次之,细胞器(7.1%~12.2%和 6.0%~13.1%)中分布最少。随着复合处理含量升高,马缨丹各器官中镉、铅在可溶性组分中占比降低,在细胞壁中占比提高,在细胞器中占比变化不明显。马缨丹各器官中锌主要分布于细胞壁和可溶性组分中,且两者占比相差不大,分别占总量的 39.8%~50.4%和 39.2%~52.4%,而在细胞器中占比较少,仅占总量的 4.8%~11.6%。提高重金属含量对锌在马缨丹各器官中占比的影响不明显。

## 2.5 马缨丹各器官中镉、铅、锌的化学形态特征

不同形态镉、铅、锌在马缨丹各器官中的分配存在差异(图 3)。镉在马缨丹根、茎、叶中主要以氯

化钠提取态和醋酸提取态(50.7%~73.2%)形式存在,乙醇提取态和水提取态(14.2%~20.8%)占比较少。当镉、铅、锌复合含量增加时,马缨丹根中氯化钠提取态镉占比增加,醋酸提取态镉占比降低,而在茎、叶中变化规律却相反,其他形态镉在根、茎、叶中占比变化不大。铅在马缨丹各器官中占比规律与镉相似,主要以氯化钠提取态和醋酸提取态为主,占总量的 47.9%~58.9%,乙醇提取态和水提取态较少,仅占总量的 14.6%~28.4%;随着污染程度加重,马缨丹叶片中乙醇提取态铅占比降低,水提取态铅占比上升,而在根、茎中两者变化不明显;在各器官中,氯化钠提取态铅占比随重金属含量增加而降低,醋酸提取态、盐酸提取态和残渣态铅占比却随重金属含量增加而增加。锌在马缨丹各器官中主要以氯化钠提取态和醋酸提取态(46.7%~63.2%)形式存在,乙醇提取态和水提取态锌(19.6~32.2%)次之,残渣态和盐酸提取态锌(12.8%~21.1%)占比最小;随着重金属含量增加,

马缨丹根部乙醇提取态锌占比增加, 醋酸提取态锌占比降低, 而在茎、叶中, 前者变化不明显, 后者则有所上升; 在各器官中, 氯化钠提取态锌占比随重

金属含量增加而降低, 盐酸提取态、残渣态锌则相反, 而水提取态锌占比变化不明显。

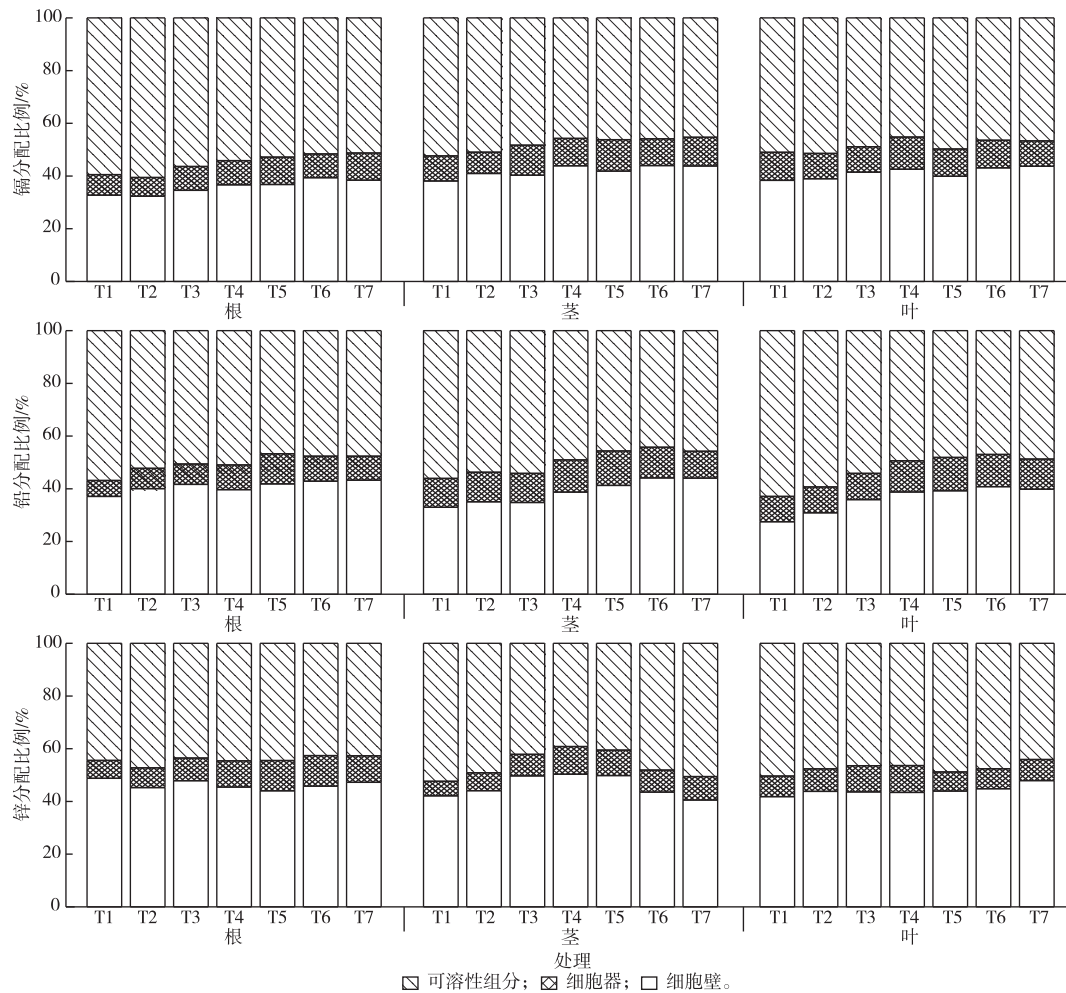


图2 不同重金属含量处理马缨丹各器官亚细胞组分中镉、铅、锌的分配比例

Fig. 2 Distribution ratio of Cd, Pb and Zn in subcellular components in various organs of *Lantana camara* under different treatment concentrations of heavy metals

### 3 讨论

镉、铅、锌等重金属易被植物吸收并积累, 积累超过一定程度时, 会对植物产生毒害作用, 使植物表现出叶片失绿、生长迟缓、植株矮小等症状; 然而, 少量重金属却对植物生长有一定促进作用<sup>[16,27]</sup>。研究<sup>[28]</sup>表明, 低水平重金属复合污染可刺激玉米幼苗生长, 高水平污染才会对玉米幼苗生长表现出抑制作用, 且随着胁迫水平增加, 抑制作用逐渐增强。笔者试验发现, 低含量镉、铅、锌复合污染条件下马缨丹生物量显著高于CK, 在高含量污染条件下, 马缨丹生物量才随污染程度加重表现出逐渐降低趋势, 直至T6 [ $w(\text{Cd})$ 、 $w(\text{Pb})$  和  $w(\text{Zn})$  分

别为 60、800 和 1 000  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ] 处理, 土壤重金属含量远高于 GB 15618—2018 中风险筛选值 [ $w(\text{Cd})$ 、 $w(\text{Pb})$  和  $w(\text{Zn})$  分别为 0.3、120 和 250  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ] 和风险管制值 [ $w(\text{Cd})$  和  $w(\text{Pb})$  分别为 3.0 和 700  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ] 时才较 CK 显著降低。这表明马缨丹能在高含量镉、铅、锌复合污染条件下正常生长, 对镉、铅、锌具有较高耐性。T7 处理马缨丹根系和地上部生物量均达到最小, 且根系生物量下降幅度 (32.8%) 大于地上部 (18.9%), 表明在同样高含量复合污染水平下, 马缨丹地上部受到的毒害作用小于根系。

重金属离子可与巯基和磷脂类物质反应, 破坏细胞膜蛋白和磷脂类结构, 使得细胞膜透性增加,

大量电解质外渗,引起离子平衡失调和细胞代谢紊乱<sup>[29]</sup>。相对电导率是表征膜透性的重要指标之一。研究<sup>[30]</sup>发现,在镉、铅、锌单一污染条件下,天竺葵叶片相对电导率随重金属含量上升而显著上升。笔者试验结果表明,随着镉、铅、锌复合污染程度加重,马缨丹根系和叶片相对电导率不断上升,但直到 T3 处理才与 CK 表现出显著差异,表明马缨丹对

低含量重金属胁迫有一定耐受能力,但随着污染程度加重,马缨丹细胞膜损害程度加深。T7 处理马缨丹根系和叶片相对电导率均达到最大,且根系相对电导率上升幅度(2.08 倍)大于叶片(1.45 倍),表明在高含量镉、铅、锌复合胁迫下,马缨丹叶片损害程度小于根系。这可能是马缨丹地上部受重金属毒害作用低于根系的原因。

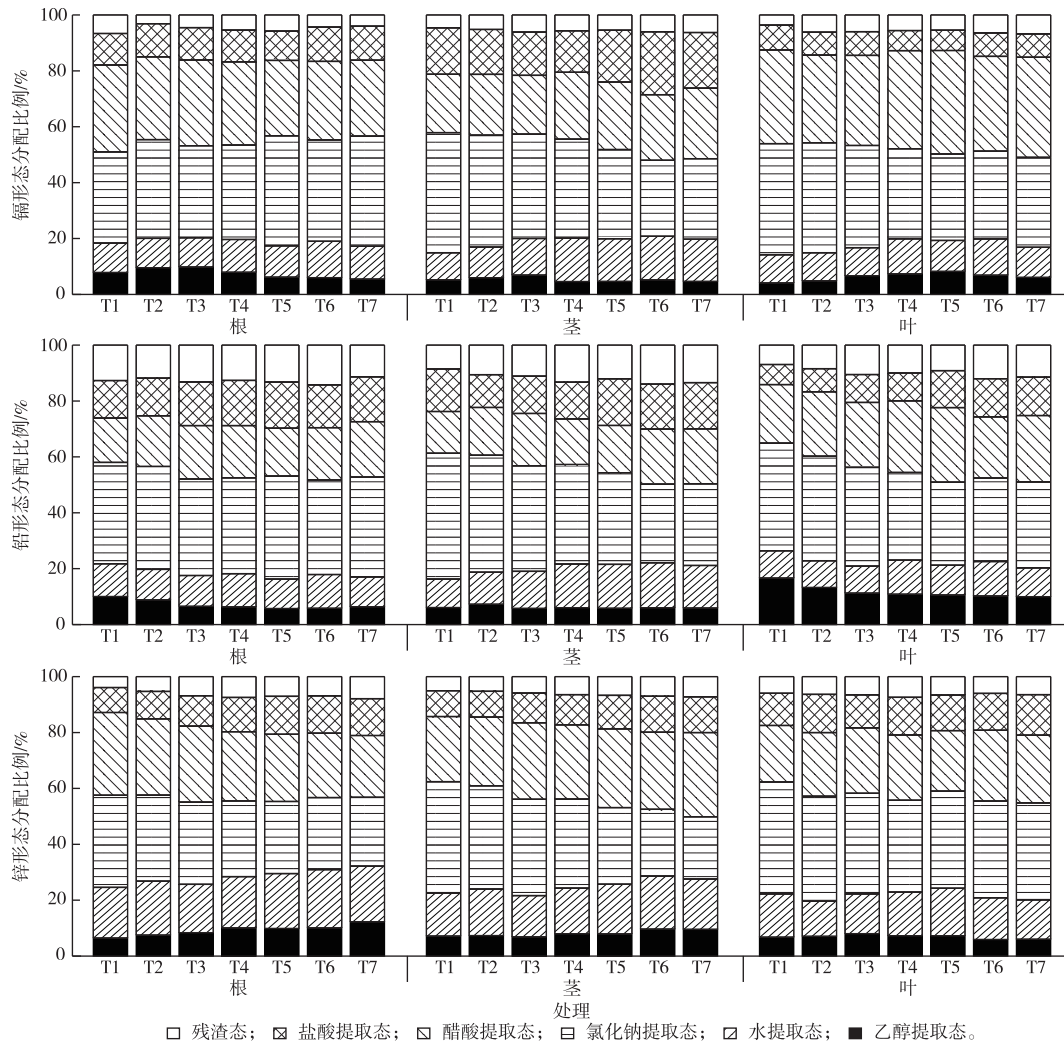


图 3 不同重金属含量处理马缨丹各器官中镉、铅、锌的形态特征  
 Fig. 3 Morphological characteristics of Cd, Pb and Zn in various organs of *Lantana camara* under different treatment concentrations of heavy metals

重金属在植物体内各器官中的积累和分布与其耐性密切相关。研究<sup>[31-32]</sup>发现,在复合污染条件下,铅、锌可抑制川芎和天蓝遏蓝菜对镉的吸收,提高植物耐性。对比前期研究,镉、铅、锌单一污染条件下,马缨丹各部位中重金属含量随污染含量升高而升高<sup>[22-23,33]</sup>;而笔者研究中,随着镉、铅、锌复合含量增加,马缨丹各部位中铅、锌含量逐渐增加,镉含量则表现出先增加后降低的趋势。这可能是由

于镉、铅、锌均为二价阳离子,较多的铅、锌离子会占据根系表面的吸附位点<sup>[34]</sup>,使得在复合污染条件下,马缨丹根系对镉的吸收减少,减轻了镉对马缨丹的毒害,增强了马缨丹对复合污染的耐性。在不同含量镉、铅、锌单一污染条件下,马缨丹根系中镉含量始终高于地上部;在低铅含量条件下较地上部更高,在高铅含量条件下较地上部更低;锌含量则相反<sup>[22-23,33]</sup>。笔者试验中,在复合污染条件下,马

马缨丹根系铅含量低于地上部,而镉、锌含量均高于地上部,表明在重金属胁迫下,马缨丹可将大部分镉、锌固定在根系中,减轻其对地上部的伤害,增强自身耐性。对比马缨丹在单一和复合污染条件下各部位重金属分布情况,发现复合污染时镉含量与单一污染时相同,复合污染时铅、锌含量则与单一污染时不同,复合污染条件下,马缨丹地上部铅含量均高于根系,锌含量均低于根系,表明复合污染对铅在马缨丹体内的转运有一定促进作用;对锌则有一定抑制作用。简敏菲等<sup>[35]</sup>发现,镉、铅复合处理时,镉可促进丁香蓼体内铅的转运;而在镉、锌复合污染条件下,镉会抑制柔毛委陵菜(*Potentilla griffithii*)体内锌向地上部转移<sup>[36]</sup>。这是因为一方面,植物根系中核酸、蛋白质和多糖可与重金属结合形成大分子物质或不易溶解的有机分子沉积,将其固定在根部,提高自身耐性。但马缨丹根系对重金属的固持能力有限,在复合污染条件下, $\text{Cd}^{2+}$ 、 $\text{Zn}^{2+}$ 与 $\text{Pb}^{2+}$ 间相互竞争,抢占结合位点,从而促进铅向地上部转运;另一方面,重金属离子向地上部的运输通过某些载体完成,不同金属离子可能是由相同的转运蛋白介导,因此,在镉、铅、锌复合污染条件下, $\text{Cd}^{2+}$ 、 $\text{Zn}^{2+}$ 可能会抢夺同一运输载体,从而抑制锌向地上部的转运<sup>[37]</sup>。由此可见,重金属离子由根系转运至地上部时,相互之间的作用是复杂的,具体作用机制还有待进一步探究。

区隔化作用是植物在重金属胁迫下重要的内部耐受机制之一。植物细胞壁上含有大量果胶酸、多糖和蛋白质等物质,可与重金属离子结合,将其固定在细胞壁中,限制重金属在细胞内的跨膜运输,维持细胞的正常生理代谢过程。然而,细胞壁并不能完全阻隔重金属,部分重金属离子仍可进入原生质体。已进入原生质体的金属离子大多会被运送到液泡中,与富硫肽和有机酸等物质结合,贮存于液泡中,减少对细胞器造成的伤害<sup>[11-12]</sup>。朱光旭等<sup>[38]</sup>发现,野艾蒿、胜红蓟和野苘蒿3种菊科植物根、茎、叶中镉、铅、锌主要分布于细胞壁和可溶性组分中,在细胞器中分布较少。笔者研究中,镉、铅主要储存于可溶性组分(45.2%~62.5%和44.2%~66.7%)中,细胞壁(29.7%~44.0%和25.2%~44.1%)次之,这表明细胞壁对镉、铅的固持能力有限,进入植物体内的镉、铅主要被转运至液泡中以缓解毒害;锌在马缨丹细胞壁(39.8%~50.4%)和可溶性组分(39.2%~52.4%)中占比较高,且相差不大,表明相较于镉、铅,马缨丹细胞壁对锌的固持作用更强,细胞壁固持和液泡区隔化作

用均是马缨丹降低锌毒害的重要机制。细胞器作为植物细胞内代谢最活跃的部位,其重金属含量越多,植物受到的损害越大<sup>[15]</sup>。笔者试验发现,在复合污染条件下,只有极少数镉、铅、锌分布于细胞器中,分别仅占总量的7.1%~12.2%、6.0%~13.1%和4.8%~11.6%,这与马缨丹在镉、铅、锌单一污染条件下的研究结果<sup>[22-23,33]</sup>一致,表明在单一或复合污染条件下,区隔化作用都是增强马缨丹耐性、维持其正常生长的重要途径。马缨丹根系及其细胞器中重金属总含量大于地上部,这可能是马缨丹根系在镉、铅、锌复合胁迫下受抑制程度高于地上部的重要原因。

重金属在植物体内的毒性和迁移能力与其存在形态密切相关。乙醇提取态(主要提取无机盐和氨基酸盐)和水提取态(主要提取有机酸盐和水溶性磷酸盐)重金属具有较强迁移能力和较高毒性,氯化钠提取态(主要提取蛋白质和果胶酸盐)和醋酸提取态(主要提取难溶性磷酸盐)次之,盐酸提取态(主要提取草酸盐)和残渣态的迁移能力和毒性最弱<sup>[16-17]</sup>。笔者研究发现,镉、铅、锌在马缨丹各器官中主要以氯化钠提取态和醋酸提取态形式存在,这与XIN等<sup>[39]</sup>对荻的研究结果相似,表明重金属在马缨丹体内主要与蛋白质、果胶酸盐和难溶性磷酸盐结合,形成毒性较低的复合物以提高自身耐性。随着重金属处理含量增加,马缨丹茎、叶中醋酸提取态镉,醋酸提取态、盐酸提取态和残渣态铅、锌占比增加,表明马缨丹地上部可通过将重金属转变为毒性较低的形态以减轻镉、铅、锌的毒害。同时,马缨丹茎、叶中乙醇提取态和水提取态锌较同形态镉、铅占比更高,这可能是由于锌是植物生长的必需营养元素之一,在植物体内迁移能力较强,能被转移至生理代谢所需部位,满足植物生长发育需要。

## 4 结论

(1) 马缨丹对镉、铅、锌复合污染具有较好耐性,能够忍耐 $w(\text{Cd})$ 、 $w(\text{Pb})$ 和 $w(\text{Zn})$ 分别为40、600和800  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 的复合污染,可用于锌矿区植被恢复和重金属污染土壤治理。

(2) 镉、铅、锌复合胁迫下,马缨丹可将大部分重金属,尤其是镉、锌滞留在根系中,限制其向地上部转运以提高自身耐性;同时,马缨丹根系中重金属总量高于地上部,这是地上部受毒害程度低于根系的重要原因。

(3) 细胞壁固持和液泡区隔化作用是马缨丹增强自身耐性的重要途径,且相较于锌而言,马缨丹

对镉、铅的耐性主要依赖于液泡区隔化作用。同时,通过螯合作用将镉、铅、锌转变为毒性较低的氯化钠提取态和醋酸提取态也是马缨丹重要的耐性和解毒机制之一。

#### 参考文献:

- [1] KALYVAS G, GASPARATOS D, LIZA C A, *et al.* Single and Combined Effect of Chelating, Reductive Agents, and Agro-industrial By-product Treatments on As, Pb, and Zn Mobility in a Mine-affected Soil over Time[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2020, 27(5): 5536–5546.
- [2] 宋波, 田美玲, 庞瑞, 等. 桂北某铅锌矿影响区土壤和柑橘中重金属含量及柑橘产业再优化研究[J]. *生态与农村环境学报*, 2019, 35(10): 1268–1273. [SONG Bo, TIAN Mei-ling, PANG Rui, *et al.* Concentrations of Heavy Metal Contents in Soil and Citrus, and Citrus Industry Optimization near a Lead and Zinc Mine in Northern Guangxi[J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2019, 35(10): 1268–1273.]
- [3] 文金磊, 朱一民, 周菁, 等. 铅锌矿产资源特征及浮选工艺研究现状[J]. *矿产综合利用*, 2015(6): 1–6. [WEN Jin-lei, ZHU Yi-min, ZHOU Jing, *et al.* Research Status of Pb-Zn Mineral Resource Characteristics and Flotation Technology [J]. *Multipurpose Utilization of Mineral Resources*, 2015(6): 1–6.]
- [4] 冯乾伟, 王兵, 马先杰, 等. 黔西北典型铅锌矿区土壤重金属污染特征及其来源分析[J]. *矿物岩石地球化学通报*, 2020, 39(4): 863–870. [FENG Qian-wei, WANG Bing, MA Xian-jie, *et al.* Pollution Characteristics and Source Analysis of Heavy Metals in Soils of Typical Lead-zinc Mining Areas in Northwest Guizhou, China[J]. *Bulletin of Mineralogy, Petrology and Geochemistry*, 2020, 39(4): 863–870.]
- [5] COJOCARU P, GUSIATIN Z M, CRETESCU I. Phytoextraction of Cd and Zn as Single or Mixed Pollutants from Soil by Rape (*Brassica napus*) [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2016, 23(11): 10693–10701.
- [6] HUANG L K, WANG Q, ZHOU Q Y, *et al.* Cadmium Uptake from Soil and Transport by Leafy Vegetables: A Meta-analysis[J]. *Environmental Pollution*, 2020, 264: 114677.
- [7] SARWAR N, IMRAN M, SHAHEEN M R, *et al.* Phytoremediation Strategies for Soils Contaminated with Heavy Metals: Modifications and Future Perspectives[J]. *Chemosphere*, 2017, 171: 710–721.
- [8] 杨俊兴, 胡健, 郭庆军, 等. 铅胁迫对不同湿地植物耐性和吸收的影响[J]. *生态学杂志*, 2016, 35(10): 2738–2744. [YANG Jun-xing, HU Jian, GUO Qing-jun, *et al.* Effects of Lead Stress on Tolerance and Uptake of Different Wetland Plant Species[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2016, 35(10): 2738–2744.]
- [9] 刘足根, 彭昆国, 方红亚, 等. 江西大余县荡坪钨矿尾矿区自然植物组成及其重金属富集特征[J]. *长江流域资源与环境*, 2010, 19(2): 220–224. [LIU Zu-gen, PENG Kun-guo, FANG Hong-ya, *et al.* Characteristics of Composition and Accumulation of Heavy Metal of Natural Plant on Dangping Wolfram Mine Tailing Wasteland Areas of Dayu County in Jiangxi Province[J]. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2010, 19(2): 220–224.]
- [10] 施翔, 王树凤, 陈益泰, 等. 5 种栎树幼苗对铅锌尾矿砂的耐性与植被恢复前景[J]. *应用生态学报*, 2019, 30(12): 4091–4098. [SHI Xiang, WANG Shu-feng, CHEN Yi-tai, *et al.* Tolerance and Vegetation Restoration Prospect of Seedlings of Five Oak Species for Pb/Zn Mine Tailing[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2019, 30(12): 4091–4098.]
- [11] PAN G, YAN W D, ZHANG H P, *et al.* Subcellular Distribution and Chemical Forms Involved in Manganese Accumulation and Detoxification for *Xanthium strumarium* L. [J]. *Chemosphere*, 2019, 237: 124531.
- [12] CHENG Y R, WANG C, CHAI S Y, *et al.* Ammonium N Influences the Uptakes, Translocations, Subcellular Distributions and Chemical Forms of Cd and Zn to Mediate the Cd/Zn Interactions in Dwarf Polish Wheat (*Triticum polonicum* L.) Seedlings[J]. *Chemosphere*, 2018, 193: 1164–1171.
- [13] HE C Q, ZHAO Y P, WANG F F, *et al.* Phytoremediation of Soil Heavy Metals (Cd and Zn) by Castor Seedlings: Tolerance, Accumulation and Subcellular Distribution [J]. *Chemosphere*, 2020, 252: 126471.
- [14] 李红婷, 董然. 2 种萱草对铅、镉的吸收累积及其在亚细胞中的分布和化学形态特征[J]. *华南农业大学学报*, 2015, 36(4): 59–64. [LI Hong-ting, DONG Ran. Pb & Cd Absorption and Accumulation Characteristics, Subcellular Distribution and Chemical Forms in Two Types of Hemerocallis Plants[J]. *Journal of South China Agricultural University*, 2015, 36(4): 59–64.]
- [15] COSIO C, DESANTIS L, FREY B, *et al.* Distribution of Cadmium in Leaves of *Thlaspi caerulescens* [J]. *Journal of Experimental Botany*, 2005, 56(412): 765–775.
- [16] XIAO Z H, PAN G, LI X H, *et al.* Effects of Exogenous Manganese on Its Plant Growth, Subcellular Distribution, Chemical Forms, Physiological and Biochemical Traits in *Cleome viscosa* L. [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2020, 198: 110696.
- [17] YANG L P, ZHU J, WANG P, *et al.* Effect of Cd on Growth, Physiological Response, Cd Subcellular Distribution and Chemical Forms of *Koeleria paniculata* [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2018, 160: 10–18.
- [18] ZHANG S J, LI T X, HUANG H G, *et al.* Phytoremediation of Cadmium Using Plant Species of *Athyrium wardii* (Hook.) [J]. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 2014, 11(3): 757–764.
- [19] WANG P, DENG X J, HUANG Y A, *et al.* Comparison of Subcellular Distribution and Chemical Forms of Cadmium among Four Soybean Cultivars at Young Seedlings[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2015, 22(24): 19584–19595.
- [20] ZU Y Q, LI Y, MIN H, *et al.* Subcellular Distribution and Chemical Form of Pb in Hyperaccumulator *Arenaria orbiculata* and Response of Root Exudates to Pb Addition [J]. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 2015, 9(2): 250–258.
- [21] DU J, ZENG J, MING X Y, *et al.* The Presence of Zinc Reduced Cadmium Uptake and Translocation in *Cosmos bipinnatus* Seedlings under Cadmium/Zinc Combined Stress [J]. *Plant Physiology and Biochemistry*, 2020, 151: 223–232.
- [22] 罗弦, 方继宇, 张春梅, 等. 马缨丹对铅的生理响应及铅在亚细

- 胞中的分布特征[J].生态学杂志,2016,35(9):2442-2448. [LUO Xian, FANG Ji-yu, ZHANG Chun-mei, *et al.* Physiological Response of *Lantana camara* L. under Lead Stress and Subcellular Distribution of Lead[J]. Chinese Journal of Ecology, 2016, 35(9): 2442-2448.]
- [23] 方继宇,贾永霞,张春梅,等.马缨丹对镉的生长响应及其富集、转运和亚细胞分布特点研究[J].生态环境学报,2014,23(10):1677-1682. [FANG Ji-yu, JIA Yong-xia, ZHANG Chun-mei, *et al.* Effects of Cadmium on Growth Response of *Lantana camara* L. and Its Accumulation, Translocation and Subcellular Distribution of Cd[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2014, 23(10):1677-1682.]
- [24] ZHANG S R, LIN H C, DENG L J, *et al.* Cadmium Tolerance and Accumulation Characteristics of *Siegesbeckia orientalis* L. [J]. Ecological Engineering, 2013, 51: 133-139.
- [25] FU X P, DOU C M, CHEN Y X, *et al.* Subcellular Distribution and Chemical Forms of Cadmium in *Phytolacca americana* L. [J]. Journal of Hazardous Materials, 2011, 186(1): 103-107.
- [26] 白雪,陈亚慧,耿凯,等.镉在三色堇中的积累及亚细胞与化学形态分布[J].环境科学学报,2014,34(6):1600-1605. [BAI Xue, CHEN Ya-hui, GENG Kai, *et al.* Accumulation, Subcellular Distribution and Chemical Forms of Cadmium in *Viola tricolor* L. [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2014, 34(6): 1600-1605.]
- [27] LIU L, LI Y F, TANG J J, *et al.* Plant Coexistence Can Enhance Phytoextraction of Cadmium by Tobacco (*Nicotiana tabacum* L.) in Contaminated Soil[J]. Journal of Environmental Sciences, 2011, 23(3): 453-460.
- [28] 陆干,李磊明,陶祥运,等.Pb、Cu胁迫对玉米(*Zea mays* L.)生长、细胞色素合成以及重金属吸收特性的影响[J].安徽农业大学学报,2017,44(5):905-911. [LU Gan, LI Lei-ming, TAO Xiang-yun, *et al.* Effects of Lead and Copper Stress on Growth, Pigment Content and Heavy Metal Absorption in Corn (*Zea mays* L.) [J]. Journal of Anhui Agricultural University, 2017, 44(5): 905-911.]
- [29] YUE L, LIAN F, HAN Y, *et al.* The Effect of Biochar Nanoparticles on Rice Plant Growth and the Uptake of Heavy Metals: Implications for Agronomic Benefits and Potential Risk[J]. Science of the Total Environment, 2019, 656: 9-18.
- [30] 牟祚民,姜贝贝,潘远智,等.重金属胁迫对天竺葵生长及生理特性的影响[J].草业科学,2019,36(2):434-441. [MU Zuomin, JIANG Bei-bei, PAN Yuan-zhi, *et al.* Effect of Heavy Metal Stress on the Growth and Physiological Characteristics of *Pelargonium hortorum* [J]. Pratacultural Science, 2019, 36(2): 434-441.]
- [31] 李笑媛,陈润芍,许安妮,等.川芎对镉、铅及其复合处理的生理响应[J].应用与环境生物学报,2019,25(2):321-327. [LI Xiao-yuan, CHEN Run-shao, XU An-ni, *et al.* Physiological Response to Cadmium, Lead, and Their Combination Stress in *Ligusticum chuanxiong* Hort[J]. Chinese Journal of Applied and Environmental Biology, 2019, 25(2): 321-327.]
- [32] ZHAO F J, JIANG R F, DUNHAM S J, *et al.* Cadmium Uptake, Translocation and Tolerance in the Hyperaccumulator *Arabidopsis halleri*[J]. New Phytologist, 2006, 172(4): 646-654.
- [33] 张春梅.马缨丹对镉、铜的生理响应和富集特征研究[D].雅安:四川农业大学,2016. [ZHANG Chun-mei. Study on Physiological Response and Enrichment Characteristics of Zinc, Copper in *Lantana camara* L. [D]. Yaan: Sichuan Agricultural University, 2016.]
- [34] ZARE A A, KHOSHGOFTARMANESH A H, MALAKOUTI M J, *et al.* Root Uptake and Shoot Accumulation of Cadmium by Lettuce at Various Cd: Zn Ratios in Nutrient Solution[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2018, 148: 441-446.
- [35] 简敏菲,张乖乖,史雅甜,等.土壤镉、铅及其复合污染胁迫对丁香蓼(*Ludwigia prostrata*)生长和光合荧光特性的影响[J].应用与环境生物学报,2017,23(5):837-844. [JIAN Min-fei, ZHANG Guai-guai, SHI Ya-tian, *et al.* Effects of Single and Combined Pollution Stress of Cadmium and Lead in Soil on the Growth and Photosynthetic Fluorescence Characteristics of *Ludwigia prostrata*[J]. Chinese Journal of Applied and Environmental Biology, 2017, 23(5): 837-844.]
- [36] QIU R L, THANGAVEL P, HU P J, *et al.* Interaction of Cadmium and Zinc on Accumulation and Sub-cellular Distribution in Leaves of Hyperaccumulator *Potentilla griffithii*[J]. Journal of Hazardous Materials, 2011, 186(2/3): 1425-1430.
- [37] PENCE N S, LARSEN P B, EBBS S D, *et al.* The Molecular Physiology of Heavy Metal Transport in the Zn/Cd Hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*[J]. PNAS, 2000, 97(9): 4956-4960.
- [38] 朱光旭,肖化云,郭庆军,等.铅锌尾矿污染区3种菊科植物体内重金属的亚细胞分布和化学形态特征[J].环境科学,2017,38(7):3054-3060. [ZHU Guang-xu, XIAO Hua-yun, GUO Qing-jun, *et al.* Subcellular Distribution and Chemical Forms of Heavy Metals in Three Types of Compositae Plants from Lead-zinc Tailings Area [J]. Environmental Science, 2017, 38(7): 3054-3060.]
- [39] XIN J P, ZHANG Y, TIAN R N. Tolerance Mechanism of *Triarrhena sacchariflora* (Maxim.) Nakai. Seedlings to Lead and Cadmium: Translocation, Subcellular Distribution, Chemical Forms and Variations in Leaf Ultrastructure[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2018, 165: 611-621.

作者简介: 谢倚慧(1997—),女,四川内江人,主要从事土壤污染生态修复方面的研究。E-mail: 2711437187@qq.com

(责任编辑:王昌群)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2020.0778

马兵, 杜布云, 严小飞, 等. 钨渣制备玻璃化产物危险特性与力学性能研究[J]. 生态与农村环境学报, 2021, 37(9): 1218-1224.

MA Bing, DU Bu-yun, YAN Xiao-fei, et al. Hazardous Characteristics and Mechanical Properties of Vitrification Product of Tungsten Slag[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2021, 37(9): 1218-1224.

## 钨渣制备玻璃化产物危险特性与力学性能研究

马 兵<sup>①</sup>, 杜布云, 严小飞, 康国栋 (生态环境部南京环境科学研究所, 江苏 南京 210042)

**摘要:** 为降低危险废物钨渣的危险特性及处置利用过程中的生态环境污染风险, 采用高温熔融玻璃化处置技术, 实现钨渣中毒害组分安全转化及钨渣资源化利用。以钨渣为研究对象, 通过掺杂不同比例硅藻土、膨润土、氧化钙及氧化铝控制生料的碱基度, 在不同熔融温度、不同保温时间条件下制备玻璃化产物。结果表明, 钨渣主要重金属为 Mn、As、Pb、Hg、Cr、Cu 和 Zn。经掺杂无定形结构调制剂, 在熔融温度为 1 500 °C、保温时间为 1.0 h、碱基度为 0.15~0.46 条件下, 用钨渣可以制备出微观结构致密、连续性好、孔隙率低、表面光滑的玻璃体, 且玻璃体中 As、Pb、Hg、Cr、Cu 和 Zn 的浸出毒性远低于相关标准限值要求。制备的玻璃体结构致密, 力学强度高, 其坚固性范围为 1.08%~3.47%, 压碎值范围为 2.47%~10.05%, 满足普通混凝土用砂对坚固性和压碎值的质量要求。玻璃体渗透系数达  $1 \times 10^{-8} \sim 1 \times 10^{-9} \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$ 。研究结果表明, 用钨渣制备玻璃体后重金属浸出毒性及危险特征明显降低, 可以实现钨渣的无害化处置, 制备的玻璃体物理化学性质与防渗效果能满足混凝土用砂等潜在应用的性能要求。

**关键词:** 危险废物; 钨渣; 玻璃化; 固化; 浸出毒性

**中图分类号:** X705; TB321 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2021)09-1218-07

**Hazardous Characteristics and Mechanical Properties of Vitrification Product of Tungsten Slag.** MA Bing<sup>①</sup>, DU Bu-yun, YAN Xiao-fei, KANG Guo-dong (Nanjing Institute of Environmental Sciences, Ministry of Ecology and Environment, Nanjing 210042, China)

**Abstract:** In order to reduce the hazardous characteristics of tungsten slag from the manufacturing of ammonium paratungstate and to minimize the ecological environment pollution risk in the process of disposal and utilization, vitrification, considered as a promising technology for the management of hazardous wastes, is adopted to dispose the hazardous wastes for tungsten slag, which achieves the goals of reduction, innocent treatment and resource utilization. This study focused on the utilization of tungsten slag. Various proportions of diatomite, quicklime and aluminum oxide were adjusted to control the alkalinity of raw material, and the different melting temperatures as well as the holding times were set to prepare the glassy product. The results show that the main heavy metals in tungsten slag were Mn, As, Pb, Hg, Cr, Cu and Zn. By means of an appropriate technique (temperature: 1 500 °C, holding time: 1.0 h, alkalinity: 0.15-0.46), a vitrified product characterized with dense homogenous structure, low porosity and smooth appearance can be made. Compared with HJ/T 299-2007 and HJ/T 300-2007, the toxic substances in the finished samples were much lower than that of the limited value in GB 5085.3-2007 and GB 16889-2008, respectively. Furthermore, the vitrified product had excellent mechanical properties (robustness value: 1.08%-3.47%, crushing value: 2.47%-10.05%), which were much lower than that of the limited value in Standard for JGJ 52-2006. Therefore, this vitrified product is qualified as an alternative impermeable material for landfill use since it has excellent impermeability and permeability coefficients ranged from  $1 \times 10^{-8} - 1 \times 10^{-9} \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$ . The results also show that after being disposed by the vitrification technology, the heavy metal leaching toxicity and the hazardous characteristics of vitrified samples were significantly reduced to satisfy the harmless disposal. The physical chemistry properties and anti-seepage effect of vitreous met the performance requirements of potential applications such as the concrete sand and the alternative impermeable material.

**Key words:** hazardous wastes; tungsten slag; vitrification; solidification; leaching toxicity

收稿日期: 2020-09-16

基金项目: 中央级公益性科研院所基本科研业务专项(GYZX180102, GYZX170304); 国家标准制定(20171153-T-469); 江苏省重点研发计划(社会发展)(BE2020630)

① 通信作者 E-mail: myyanb@aliyun.com

钨作为我国重要的稀缺战略资源,被誉为“工业的牙齿”。中国是世界上钨资源储量、生产量、贸易量和消费量最大的国家,2018年我国查明钨矿资源储量(以 $WO_3$ 计)1 071.57万t,比2017年增长4%<sup>[1]</sup>。仲钨酸铵(APT)是钨产业链前端的初级制品,我国2015年APT生产能力达20.80万t<sup>[2]</sup>。钨精矿( $WO_3$ 质量含量为65%)作为生产APT的主要原料,采用碱煮法分解钨精矿制备APT时会产生碱煮渣(钨渣)。据统计,钨渣的产生系数约为0.8,即每生产1t钨初级制品将产生0.8t钨渣,而且随着黑白钨品位降低,钨渣产生系数逐渐增大。目前我国钨渣年产生量超过10万t,累积历史堆存钨渣量达100万t以上<sup>[3]</sup>。钨渣因含有砷、汞、铅、锌和铜等有毒有害物质和稀有金属,被列为危险废物(代码为323-001-48),危险特性为毒性,露天堆放或不规范填埋时易造成有毒有害物质浸出,导致土壤及地下水污染风险<sup>[4]</sup>。

目前,钨渣的处置利用方式主要有以下4种:(1)贮存或固化后安全填埋;(2)回收W、Nb、Ta、Sc、Fe和Mn等有价值金属<sup>[5-7]</sup>;(3)生产耐磨材料<sup>[8]</sup>;(4)制备多孔陶粒等新型材料<sup>[9]</sup>。总体上,国内对钨渣的资源化利用率还很低,综合利用途径有限,有价值元素的回收及新材料制备大多处于实验室研究阶段,缺乏能够大宗消纳钨渣的综合利用技术,需要开拓资源化利用新领域。采用高温熔融玻璃化技术对钨渣进行无害化处置,制备得到玻璃态物质,即玻璃体,可将其作为非危险废物进行管理及应用<sup>[10-12]</sup>。等离子熔融玻璃化处置技术是国际上公认的第3代彻底处置危废、可实现无害化处置的国际前沿技术<sup>[13]</sup>。KARAMANOV等<sup>[14]</sup>利用含铁镍危险废物制备玻璃陶瓷,得到的玻璃陶瓷化产物化学稳定性强,具有良好的再利用性能。KUO等<sup>[15]</sup>

利用 $CaO-SiO_2-Al_2O_3$ 作为玻璃体结构调制剂,对含铜镍锰等重金属废物进行高温玻璃化,其中重金属的酸浸出与玻璃化程度密切相关,产物玻璃化程度高,耐酸性好。GAO等<sup>[16]</sup>利用 $B_2O_3$ 为助熔剂,通过调节Si-B-Ca-Al掺量及比例,对城市固体垃圾焚烧飞灰进行玻璃体制备,得到的玻璃体对Zn、Cu等重金属具有明显固化稳定化效果。诸多研究表明,高温熔融玻璃化处置技术对工业危险废物、城市生活垃圾焚烧飞灰等危险废物实现终端无害化处理效果显著<sup>[17]</sup>。

针对钨冶炼行业产生的毒性大、重金属种类多、无害化处置及综合分解技术难度大的钨渣,通过掺杂玻璃体结构调制剂,高温熔融制备玻璃态物质,并对其化学组成、晶体结构、微观形貌和重金属浸出毒性进行表征分析,为钨渣无害化处置、资源化利用和环境风险控制提供科学依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 原材料及试剂

钨渣取自江西省赣州市某企业分解黑白钨混合矿产生的碱煮渣。玻璃体结构调制剂为硅藻土、CaO和 $Al_2O_3$ ,均为分析纯,实验测试分析所用试剂硫酸、硝酸、氢氟酸、高氯酸和盐酸,均为优级纯,醋酸、醋酸钠和氢氧化钠均为分析纯。

原料钨渣及玻璃体结构调制剂硅藻土化学组成见表1。钨渣中主要化学组分为CaO、 $Fe_2O_3$ 、 $SiO_2$ 、MnO和 $Al_2O_3$ ,总质量含量在70%以上,这与钨矿原料为黑白钨混合矿密切相关,黑钨矿渣主要成分为铁、锰和钙的氢氧化物或氧化物,白钨矿渣主要成分为碳酸钙和未分解的脉石等<sup>[4]</sup>。其次为 $WO_3$ 和MgO,还有少量W、As、Pb、Ba、Zn和Cu等重金属和稀有金属。

表1 钨渣和硅藻土主要化学组分

Table 1 Main composition mass fraction of the tungsten slag and diatomite

原料	w/%														
	CaO	$Fe_2O_3$	$SiO_2$	MnO	$Al_2O_3$	$WO_3$	$MoO_3$	MgO	$As_2O_3$	CuO	PbO	BaO	ZnO	$Cr_2O_3$	
钨渣	35.51	12.46	10.29	15.81	4.14	1.63	0.12	1.92	1.24	0.83	1.45	0.28	1.25	1.64	
硅藻土	0.26	1.82	94.24	0.02	2.64	—	—	0.35	—	—	—	—	—	—	

### 1.2 生料配伍

利用钨渣制备玻璃体主要是通过调整生料配伍碱基度、氧硅比、煅烧温度和升温速率,从而控制玻璃体的形成。参照 $CaO-SiO_2-Al_2O_3$ 化学组分形成的无定形体系进行生料配伍<sup>[18]</sup>,以研究不同碱基度生料在不同熔融条件下的玻璃体形成状态。将

钨渣与氧化钙、硅藻土和氧化铝混合,外加 $w$ 为8%的水搅拌均匀后在 $12 \times 10^6$  Pa压力下压成40 mm×25 mm片状物,在100℃鼓风干燥箱里烘干,然后置于圆柱形刚玉坩埚中,待下一步制备玻璃体。

通过在钨渣中添加不同比例的硅藻土、氧化钙及氧化铝,配制不同碱基度 $C_m$ 的生料。其中,钨渣

掺量  $w$  为 30% ~ 70%,  $C_m$  分别设置为 0.15、0.23、0.27、0.33、0.39、0.46 和 0.65。样品命名方法为 TS-碱基数-熔融温度-保温时间。不同配伍的生料主要化学组分见表 2。

表 2 不同碱基数生料中主要化学组分

Table 2 Main composition mass fraction of raw materials with different alkalinity

碱基数	$w/\%$	
	CaO	SiO <sub>2</sub> +Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>
0.15	10.65	70.30
0.23	14.20	62.32
0.27	15.98	58.33
0.33	17.76	54.34
0.39	19.53	50.34
0.46	21.31	46.35
0.65	24.86	38.37

### 1.3 玻璃体制备

将钨渣制备的生料经压片置于刚玉坩埚中,然后将高温马弗炉温度从 25 °C 升到 105 °C,升温速率为 5 °C · min<sup>-1</sup>,保温 30 min;再将温度从 105 °C 升至 900 °C,升温速率为 10 °C · min<sup>-1</sup>,保温 60 min;最后将温度从 900 °C 升至 1 100 ~ 1 500 °C,升温速率为 10 °C · min<sup>-1</sup>,保温 30 ~ 60 min,保温完成后取出高温熔融产物,迅速水淬急冷制得玻璃体,冷却后的玻璃体利用玛瑙研钵磨细过 0.15 mm 孔径筛待测。

### 1.4 表征测试方法

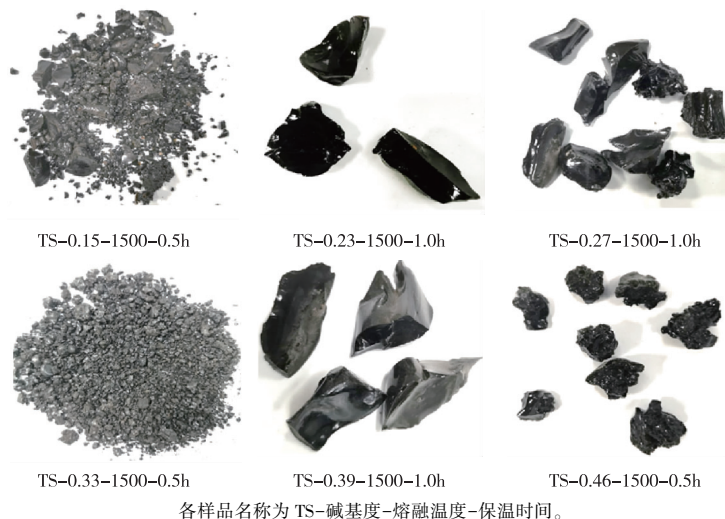
原、辅料化学组分采用 X-ray 荧光光谱法(X-ray fluorescence spectroscopy, XRF)进行测试分析。制备的玻璃体晶格特征采用 X 射线衍射光谱法(X-

ray diffraction, XRD) 进行表征,采用 GB/T 18046—2017《用于水泥、砂浆和混凝土中的粒化高炉矿渣粉》和 GB/T 30904—2014《无机化工产品 晶型结构分析 X 射线衍射法》对玻璃体组分含量进行定性分析与定量计算。制备的玻璃体微观形貌特征采用场发射扫描电子显微镜(field-emission scanning electron microscope, FE-SEM)进行观察,扫描分析前取少量干燥后玻璃体置于真空干燥器中抽真空,然后在样品表面喷金增加样品导电性。玻璃体浸出毒性采用 GB 5085.3—2007《危险废物鉴别标准 浸出毒性鉴别》、HJ/T 299—2007《固体废物 浸出毒性浸出方法 硫酸硝酸法》和 HJ/T 300—2007《固体废物 浸出毒性浸出方法 醋酸缓冲溶液法》中测试方法进行分析。玻璃体酸溶失率及有害物质检测方法参照《固体废物玻璃化处理产物技术要求(国家标准征求意见稿)》进行测试。玻璃体物理、力学性能测试主要从玻璃体代替普通混凝土用砂石、道路回填固化土材料质量要求考虑,参照 JGJ 52—2006《普通混凝土用砂、石质量及检验方法标准》对玻璃体坚固性和压碎值进行测试,参照 GB/T 50082—2009《普通混凝土长期性能和耐久性能试验方法标准》对玻璃体抗水渗透性能进行测试。

## 2 结果分析与讨论

### 2.1 玻璃化产物实物分析

如图 1 所示,不同配伍制备的高温熔融产物经流动自来水水淬急冷后形成的玻璃体呈不透明黑色坚硬体,表面光滑有光泽。



各样品名称为 TS-碱基数-熔融温度-保温时间。

图 1 不同配比生料的玻璃化产物

Fig. 1 Image of different vitrified product samples

## 2.2 玻璃体无定形结构与微观形貌

为确定不同配伍生料制备的玻璃体晶体结构与微观形貌,对样品进行 XRD 定性分析和 SEM 微观扫描观察。用碱基度为 0.46 的生料在不同熔融温度条件下制备玻璃体的 XRD 表征见图 2。

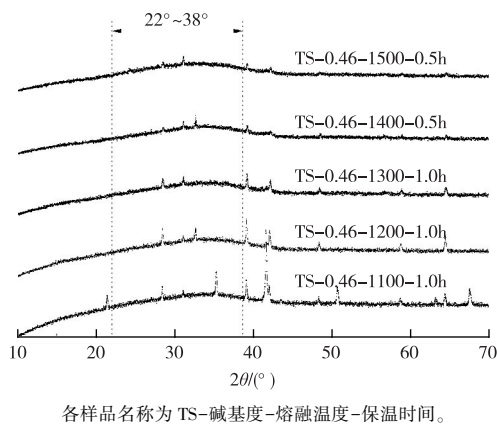


图 2 碱基度为 0.46 的生料在不同熔融温度条件下玻璃化产物的 XRD 图

Fig. 2 XRD patterns of vitrified products produced by raw material with alkalinity of 0.46 and burned at different temperatures

如图 2 所示,碱基度为 0.46 的生料在低温 1 100~1 400 °C 条件下制备的玻璃体,其 XRD 尖锐衍射峰明显,表明玻璃体未完全烧成;当温度达 1 500 °C,保温时间为 0.5 h 时,XRD 衍射峰消失明显。随着熔融温度升高,尖锐衍射峰逐渐消失,最终转变为光滑的无定形包络线,特征衍射峰范围为 22°~38°,表明玻璃体制备完成<sup>[10-12]</sup>。因此,在研究玻璃体后续性能时,统一设定熔融反应温度为 1 500 °C,保温时间为 0.5~1.0 h。

图 3~4 分别为不同碱基度生料在 1 500 °C 条件下熔融,保温时间为 1.0 h,经水淬急冷制备的玻璃体 XRD 粉末衍射图。如图 3 所示,当碱基度为 0.15、0.23、0.33 和 0.39 时,生料经高温熔融制备玻璃体的 XRD 显示出无结晶相尖锐衍射峰,曲线光滑,在 22°~38°的特征衍射峰范围存在明显无定形特征的包络线。如图 4 所示,碱基度为 0.65 的生料制备玻璃体经水淬冷却后呈砂粉状,易破碎,XRD 图谱存在尖锐结晶相衍射峰,表明熔融冷却产物中结晶相含量高,无定形含量低。这主要是因为碱基度高时,在生料实际配伍过程中,钨渣占生料的质量比例超过 70%,导致玻璃体结构调制剂含量低,有效 SiO<sub>2</sub> 和 Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> 含量低,氧硅比大于 3,不易形成玻璃体。而低碱基度生料中玻璃体调制剂含量相

对较高,氧硅比在 2~3 之间,高温熔融产物在水淬急冷条件下易形成玻璃体,这与其他相关研究结论<sup>[19]</sup>一致。

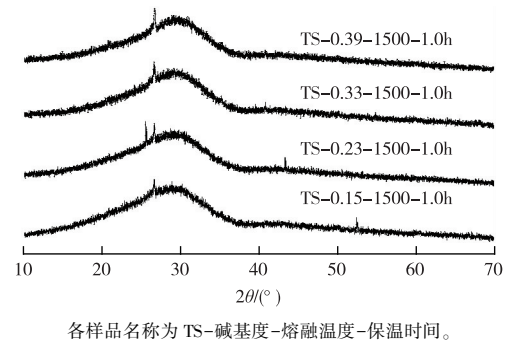


图 3 不同碱基度生料在 1 500 °C 条件下玻璃化产物的 XRD 图

Fig. 3 XRD patterns of vitrified products produced by raw materials with different alkalinity and burned at 1 500 °C

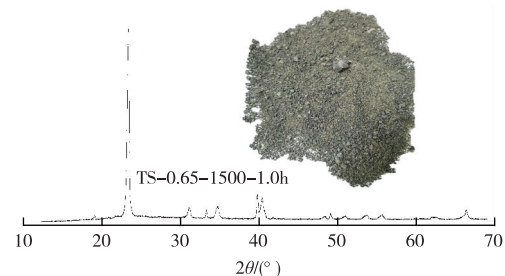


图 4 碱基度为 0.65 的生料在 1 500 °C 条件下玻璃化产物的 XRD 与实物图

Fig. 4 XRD pattern and picture of vitrified product produced by raw material with alkalinity of 0.65 and burned at 1 500 °C

为进一步确定不同碱基度生料制备玻璃体中无定形相含量,参照 GB/T 18046—2017 附录中无定形相的定量计算方法<sup>[20]</sup>,同时通过玻璃体酸溶失率得到玻璃体含量与环境稳定性的关系,具体计算结果见表 3。由表 3 可知,一方面,碱基度在 0.10~0.50 之间的生料制备的玻璃体中无定形相含量较高,质量含量范围为 92.1%~96.4%;而高碱基度 ( $C_m=0.65$ ) 生料制备产物含有大量结晶相,无定形相含量相对较低,低于《固体废物玻璃化处理产物技术要求(征求意见稿)》中 85% 的要求,不属于玻璃化产物,该定量计算结果与 XRD 定性表征结果(图 2~4)相一致。另一方面,参照《固体废物玻璃化处理产物技术要求(征求意见稿)》测试玻璃体和非玻璃体酸溶失率,玻璃体酸溶损失率小于 2%,表明

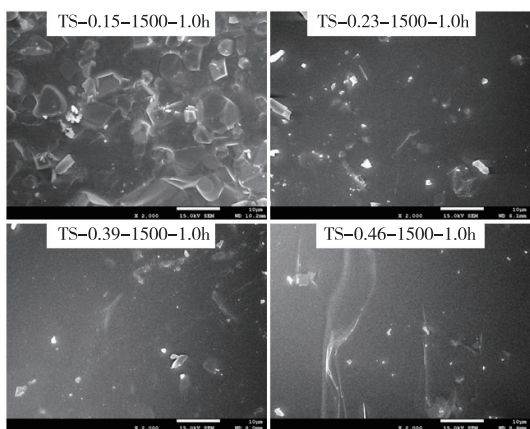
玻璃体在 pH 为 4.5~5.5 的酸性环境下稳定性强,而非玻璃体在酸性环境下稳定性差,酸溶失率高,不利于不同综合利用场景下的环境稳定性<sup>[21]</sup>。

表 3 不同碱基度生料的玻璃化产物中玻璃体含量  
Table 3 The content of amorphous in vitrified products produced by raw materials with different alkalinity

样品	碱基度	无定形 w/ %	酸溶失率/ %	产物情况
TS-0.15-1500-1.0h	0.15	92.1	1.33	无定形
TS-0.23-1500-1.0h	0.23	93.4	0.89	无定形
TS-0.27-1500-1.0h	0.27	94.5	0.76	无定形
TS-0.33-1500-1.0h	0.33	96.4	0.55	无定形
TS-0.39-1500-1.0h	0.39	95.2	0.68	无定形
TS-0.46-1500-1.0h	0.46	92.6	1.02	无定形
TS-0.65-1500-1.0h	0.65	27.3	44.55	结晶相

各样品名称为 TS-碱基度-熔融温度-保温时间。

如图 5 所示,不同配比生料制备的玻璃体微观形貌基本类似,同时具有细微差别,主要体现在随着玻璃化程度逐渐增加,玻璃体微观结构致密度增加,连续性更好,孔隙率更低,表面更光滑。



各样品名称为 TS-碱基度-熔融温度-保温时间。

图 5 不同碱基度生料在 1 500 °C 条件下玻璃化产物的 SEM 图

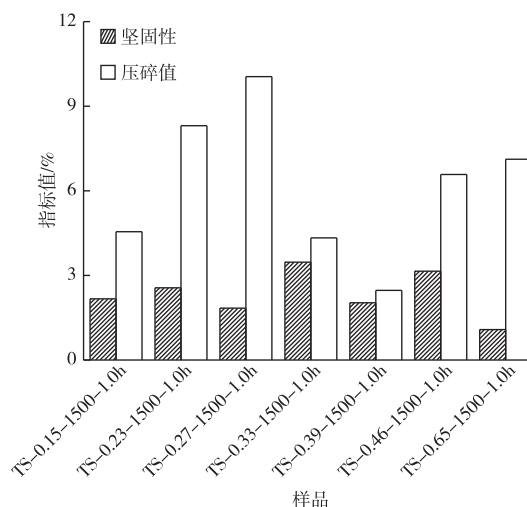
Fig. 5 SEM micrographs of vitrified products produced by raw materials with different alkalinity burned at 1 500 °C

### 2.3 玻璃体物理力学性能分析

在对玻璃体浸出毒性进行表征分析基础上,为进一步验证其作为建筑材料的性能稳定性,对各碱基度生料制备的玻璃体坚固性、压碎值和抗渗性能进行测试。样品坚固性和压碎值测试结果见图 6。

如图 6 所示,不同碱基度生料制备的玻璃体经饱和硫酸钠溶液 5 次循环浸泡和烘烤后的质量损失率范围为 1.08%~3.47%,满足 JGJ 52—2006 对混

凝土不同使用条件下砂的累积坚固性质量损失率不超过 8% 的要求。从荷载前后单级试样压碎试验后的筛余质量变化情况可以看出,玻璃化产物在压力试验机 25 kN 荷载条件下,压碎值均小于人工砂对总压碎值 30% 的限值要求。这表明玻璃化产物的坚固性和压碎值能满足普通混凝土用砂的质量要求。



各样品名称为 TS-碱基度-熔融温度-保温时间。

图 6 不同碱基度生料的玻璃化产物坚固性和压碎值  
Fig. 6 Robustness and crushing value of different vitrified product produced by raw materials with different alkalinity burned at 1 500 °C

为研究玻璃体作为填埋场导排层替代材料是否满足抗渗指标要求,参照 GB/T 50082—2009 中渗水高度法对玻璃体进行抗水渗透试验。经检测,碱基度为 0.15、0.23、0.27、0.33、0.39 和 0.46 的玻璃化产物微观结构致密,渗透系数达  $10^{-8} \sim 10^{-9} \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$ ,可以满足危险废物安全填埋场和生活垃圾卫生填埋场人工防渗层材料对抗渗水平的要求。

### 2.4 玻璃体浸出毒性分析

为模拟玻璃体作为一般工业固废处置场导气层或导排层替代材料、混凝土掺合料和水泥混合料等建筑材料进行综合利用时,在自然降水、地下水或酸雨环境下的重金属晶格固化稳定性,对玻璃体浸出毒性进行分析,从而预测其对环境对人体产生的危害。分别采用硫酸硝酸法和醋酸缓冲溶液法检测玻璃化产物重金属浸出浓度,结果见表 4~5。

如表 4~5 所示,钨渣原料中 Pb、Hg 和 As 浸出毒性超过 GB 5085.3—2007 标准限值。而经高温熔融玻璃化处置后,钨渣玻璃化产物中 As、Hg、Pb、Cr、Cu 和 Zn 浸出毒性既低于 GB 5085.3—2007 限值,

又低于 GB 16889—2008《生活垃圾填埋场污染控制标准》限值。这主要是因为 2 价和 3 价重金属离子会以部分晶格替换、原位取代和固溶体的方式固化在 CaO-SiO<sub>2</sub>-Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>-MgO 基无定形结构中, As、Pb、

Hg、Cr、Cu 和 Zn 等重金属被封闭在“短程有序, 长程无序”的玻璃体中, 从而显著降低重金属浸出浓度<sup>[22]</sup>, 为综合利用场景下的玻璃体生态环境安全提供可能。

表 4 不同碱基度生料的玻璃化产物重金属浸出浓度(硫酸硝酸法)

Table 4 Concentration of different heavy metals in leachate of vitrified products produced by raw materials with different alkalinity (sulphuric acid & nitric acid method) mg · L<sup>-1</sup>

样品	Cu	Zn	Cd	Pb	总 Cr	Hg	Be	Ba	Ni	As	Se
钨渣	5.53	20.38	0.12	6.13	4.26	0.36	ND	7.36	ND	13.73	ND
TS-0.15-1500-1.0h	1.03	0.21	ND	ND	0.82	0.05	ND	ND	ND	0.11	ND
TS-0.23-1500-1.0h	0.57	0.08	ND	0.04	0.34	0.08	ND	0.05	ND	1.55	ND
TS-0.27-1500-1.0h	0.03	0.23	ND	ND	1.37	0.03	ND	ND	ND	0.35	ND
TS-0.33-1500-1.0h	0.05	0.42	0.03	ND	0.28	0.02	ND	0.12	ND	3.22	ND
TS-0.39-1500-1.0h	0.16	1.83	ND	ND	0.31	0.01	ND	ND	ND	0.88	ND
TS-0.46-1500-1.0h	0.07	0.66	0.02	0.01	0.81	0.06	ND	ND	ND	0.06	ND
TS-0.65-1500-1.0h	0.11	0.37	ND	ND	0.03	0.01	ND	0.23	ND	0.47	ND
限值 <sup>1)</sup>	100	100	1	5	15	0.1	0.02	100	5	5	1

1) 参照 GB 5085.3—2007。ND 表示未检出。各样品名称为 TS-碱基度-熔融温度-保温时间。

表 5 不同碱基度生料的玻璃化产物重金属浸出浓度(醋酸缓冲溶液法)

Table 5 Concentration of different heavy metals in leachate of vitrified products produced by raw materials with different alkalinity (acetic acid buffer solution method) mg · L<sup>-1</sup>

样品	Cu	Zn	Cd	Pb	总 Cr	Hg	Be	Ba	Ni	As	Se
钨渣	5.53	20.38	0.12	6.13	4.26	0.36	ND	7.36	ND	13.73	ND
TS-0.15-1500-1.0h	ND	0.13	ND	ND	0.26	0.02	ND	0.28	ND	0.23	ND
TS-0.23-1500-1.0h	ND	0.02	ND	ND	0.14	0.01	ND	1.21	ND	1.37	ND
TS-0.27-1500-1.0h	ND	0.03	ND	ND	0.69	ND	ND	ND	ND	0.62	ND
TS-0.33-1500-1.0h	ND	0.15	ND	ND	0.09	ND	ND	ND	ND	1.48	ND
TS-0.39-1500-1.0h	ND	0.83	ND	ND	0.12	0.01	ND	ND	ND	0.24	ND
TS-0.46-1500-1.0h	ND	0.21	ND	ND	0.35	ND	ND	0.44	ND	0.13	ND
TS-0.65-1500-1.0h	0.11	0.07	ND	ND	0.16	ND	ND	0.16	ND	1.51	ND
限值 <sup>1)</sup>	ND	100	1	5	15	0.1	0.02	100	5	5	1

1) 参照 GB 5085.3—2007。ND 表示未检出。各样品名称为 TS-碱基度-熔融温度-保温时间。

### 3 结论

(1) 钨渣中主要重金属为 As、Pb、Hg、Cu 和 Zn 等, 属于危险废物。经掺加氧化钙、硅藻土和氧化铝, 按 1 500 °C 保温 0.5 ~ 1.0 h, 碱基度控制在 0.15 ~ 0.46, 可以制备出微观结构致密、连续性好、孔隙率低、表面光滑的玻璃体。

(2) 制备的玻璃体结构致密, 力学强度高, 碱基度为 0.15、0.23、0.27、0.33、0.39、0.46 的生料玻璃化产物坚固性范围为 1.08% ~ 3.47%, 压碎值范围为 2.47% ~ 10.05%, 满足普通混凝土用砂对坚固性和压碎值分别不超过 8% 和 30% 的质量要求。制备的玻璃体渗透系数达 10<sup>-8</sup> ~ 10<sup>-9</sup> cm · s<sup>-1</sup>, 满足填埋场防渗替代材料渗透系数的要求。

(3) 钨渣玻璃化前后的 As、Pb、Hg、Cd、Cu 和 Zn

浸出毒性差异较大。硫酸硝酸法和醋酸缓冲溶液法浸出试验结果表明, 制备的玻璃体 As、Pb、Hg、Cd、Cu 和 Zn 浸出毒性远低于 GB 5085.3—2007《危险废物鉴别标准 浸出毒性鉴别》和 GB 16889—2008《生活垃圾填埋场污染控制标准》中相关限值。

#### 参考文献:

- [1] 自然资源部.《中国矿产资源报告 2019》发布[J].地质装备, 2019, 20(6): 3-4.
- [2] 中国钨业协会.中国钨工业发展规划(2016—2020年)[J].中国钨业, 2017, 32(1): 9-15.
- [3] 李俊杰, 何德文, 周康根, 等.钨渣综合利用研究现状[J].矿产保护与利用, 2019, 39(3): 125-132. [LI Jun-jie, HE De-wen, ZHOU Kang-gen, et al. Research Status of Comprehensive Utilization of Tungsten Slag[J]. Conservation and Utilization of Mineral Resources, 2019, 39(3): 125-132.]

- [4] LIU H, LIU H L, NIE C X, *et al.* Comprehensive Treatments of Tungsten Slags in China: A Critical Review [J]. *Journal of Environmental Management*, 2020, 270: 110927.
- [5] 谢建清. 钨渣回收利用技术研究现状 [J]. *中国钨业*, 2019, 34(1): 50-57. [XIE Jian-qing. Research Status of Tungsten Residue Recycling Technology [J]. *China Tungsten Industry*, 2019, 34(1): 50-57.]
- [6] NIE H P, WANG Y B, WANG Y L, *et al.* Recovery of Scandium from Leaching Solutions of Tungsten Residue Using Solvent Extraction with Cyanex 572 [J]. *Hydrometallurgy*, 2018, 175: 117-123.
- [7] 刘彩云, 符剑刚. 钨渣中钪的萃取回收实验研究 [J]. *稀有金属与硬质合金*, 2015, 43(5): 4-8, 11. [LIU Cai-yun, FU Jian-gang. Experimental Study on Extraction and Recovery of Scandium from Tungsten Residue [J]. *Rare Metals and Cemented Carbides*, 2015, 43(5): 4-8, 11.]
- [8] 韩朝晖, 陈永泰. 钨渣低铬铸造磨球材质的理论研究 [J]. *装备制造技术*, 2008(4): 3-4, 19. [HAN Zhao-hui, CHEN Yong-tai. Theoretic Study on the Material of Grinding-ball Made of As-cast Tungsten Slay Iron and Low-chromium [J]. *Equipment Manufacturing Technology*, 2008(4): 3-4, 19.]
- [9] JING Q X, WANG Y Y, CHAI L Y, *et al.* Adsorption of Copper Ions on Porous Ceramsite Prepared by Diatomite and Tungsten Residue [J]. *Transactions of Nonferrous Metals Society of China*, 2018, 28(5): 1053-1060.
- [10] TARRAGO M, GARCIA-VALLES M, ALY M H, *et al.* Valorization of Sludge from a Wastewater Treatment Plant by Glass-ceramic Production [J]. *Ceramics International*, 2017, 43(1): 930-937.
- [11] XIAO Y L, SHEN X M, WU X R, *et al.* Vitrification and Crystallization Behavior of CaO-SiO<sub>2</sub>-MgO-Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>-Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>-Cr<sub>2</sub>O<sub>3</sub> System [J]. *Metallurgical and Materials Transactions B*, 2020, 51(2): 827-835.
- [12] PEI S L, CHEN T L, PAN S Y, *et al.* Addressing Environmental Sustainability of Plasma Vitrification Technology for Stabilization of Municipal Solid Waste Incineration Fly Ash [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2020, 398: 122959.
- [13] WANG X T, JIN B S, XU B, *et al.* Melting Characteristics during the Vitrification of MSW Incinerator Fly Ash by Swirling Melting Treatment [J]. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 2017, 19(1): 483-495.
- [14] KARAMANOV A, PAUNOVIĆ P, RANGUELOV B, *et al.* Vitrification of Hazardous Fe-Ni Wastes into Glass-ceramic with Fine Crystalline Structure and Elevated Exploitation Characteristics [J]. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2017, 5(1): 432-441.
- [15] KUO Y M, HUANG K L, WANG C T, *et al.* Effect of Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> Mole Fraction and Cooling Method on Vitrification of an Artificial Hazardous Material: Part 1: Variation of Crystalline Phases and Slag Structures [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2009, 169(1/2/3): 626-634.
- [16] GAO J, DONG C Q, ZHAO Y, *et al.* Vitrification of Municipal Solid Waste Incineration Fly Ash with B<sub>2</sub>O<sub>3</sub> as a Fluxing Agent [J]. *Waste Management*, 2020, 102: 932-938.
- [17] GUO B, LIU B, YANG J, *et al.* The Mechanisms of Heavy Metal Immobilization by Cementitious Material Treatments and Thermal Treatments: A Review [J]. *Journal of Environmental Management*, 2017, 193: 410-422.
- [18] 张金龙, 李要建, 王贵全, 等. 玻璃体形成机理与重金属固定效率 [J]. *化工学报*, 2011, 62(增刊 1): 215-218. [ZHANG Jin-long, LI Yao-jian, WANG Gui-quan, *et al.* Formation Mechanism of Vitrified Slag and Heavy Metal Fixed Efficiency [J]. *CIESC Journal*, 2011, 62(Suppl. 1): 215-218.]
- [19] GUO X Z, CAI X B, SONG J, *et al.* Crystallization and Microstructure of CaO-MgO-Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>-SiO<sub>2</sub> Glass-ceramics Containing Complex Nucleation Agents [J]. *Journal of Non-crystalline Solids*, 2014, 405: 63-67.
- [20] 中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局, 中国国家标准化管理委员会. 中华人民共和国推荐性国家标准: 用于水泥、砂浆和混凝土中的粒化高炉矿渣粉: GB/T 18046—2017 [S]. 北京: 中国标准出版社, 2017.
- [21] BALLESTEROS S, RINCÓN-MORA B, JORDÁN M M, *et al.* Vitrification of a Sodium Chromate Waste and Mechanical Properties of a Final Glass-ceramic [J]. *Materials Letters: X*, 2019, 4: 100025.
- [22] YANG Y, XIAO Y, WILSON N, *et al.* Thermal Behaviour of ESP Ash from Municipal Solid Waste Incinerators [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2009, 166(1): 567-575.

作者简介: 马兵(1985—), 男, 江苏南京人, 助理研究员, 博士, 主要从事固体废物(包括危险废物)安全处置及资源化利用技术研究。E-mail: myyanb@aliyun.com

(责任编辑: 王昌群)

**Contents**

Status and Strategy of Aquatic Genetic Resource Protection in China  
 ..... *LIU Yong-xin, SHAO Chang-wei, ZAHNG Dian-chang, ZHENG Xian-hu, HOU Ji-lun* (1089)

Rules, Challenges and Countermeasures of Sharing of Pathogens in the Context of the Implementation of the Nagoya Protocol ..... *ZHANG Xiao-yong* (1098)

On the Optimization Path for Legal Mechanism for Benefit-sharing to Biological Genetic Resources  
 ..... *MU Tong, YU Wen-xuan* (1104)

The Development Status and the China's Choice on the Issue of Digital Sequence Information of Genetic Resources ..... *LIU Qing* (1109)

Study on the Plant Species Diversity and Management of the Sacred Nature Sites in the Mountain Area of Southwestern Zhejiang, China ..... *LI Ying-shuo, SUN Ming-hao, ZHAO Fu-wei* (1115)

Opportunities, Challenges and Policy Analysis of Other Effective Area-based Conservation Measures (OECMs) for Biodiversity Conservation ..... *WANG Lei, LU Xiao-qiang, LIU Li, MA Yue, HU Fei-long, LIU Yan* (1122)

Requirements for Reduction of Pesticides and Fertilizers under the Convention on Biological Diversity and the Countermeasure Suggestions for China ..... *LIU Xin, WANG Lei, HU Fei-long, MA Yue, YU Ci-gang, LU Xiao-qiang, LIU Li, ZHENG Su-ping* (1129)

Research Progress on Promoting the Chemical Oxidation Degradation of Pollutants by Organics  
 ..... *YANG Hao, YANG Lu, ZHU Xin, HUANG Jian-bo, GUO Yang, SHENG Feng, LONG Tao, SHI Jia-qi* (1137)

Spatial and Temporal Dynamics of Urban Build-up Area in the Core Area of Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area Based on Nighttime Lighting Data During 1998–2017  
 ..... *LU Yong-quan, XIAN Yu-yang, LIU Gui-lin* (1147)

Remote Sensing-based Comparative Study on the Urban Ecological Quality between Chinese and Foreign Megacities ..... *WANG Mei-ya, XU Han-qiu* (1158)

Study on the Spatio-temporal Changes of Oasis Land Use and Ecosystem Service Value in Jinghe River Basin  
 ..... *WU Zhao-peng, ZHANG Jin-yan, WANG Juan-juan, LÜ Si-yu, LI Bin-cai* (1168)

Diversity of Wintering Waterbirds in Tiaozini Wetland of Dongtai and Rudong Wetland, Jiangsu Province  
 ..... *GAO Shuai, LIU Wei, ZHANG Shuai, YI Jian-feng, WANG Zheng* (1176)

Analysis of Diversity and Fauna of Butterfly in Wuchagou Area, Central Part of Daxing'anling Mountains  
 ..... *YAN Wei-dong, ZHANG Sha, ZHENG Hong-liang, FANG Ming, LI Jun-lan* (1183)

The Distribution of Ground-active Arthropod Communities in Aged *Lycium barbarum* Plantations in Arid Oasis Region ..... *BAI Yan-jiao, LIU Ren-tao, CHANG Hai-tao* (1190)

Characteristics of Soil Organic Carbon and Its Relationship with Other Soil Physicochemical Properties in *Larix gmelinii* Forest ..... *WANG Bing, ZHOU Yang, ZHANG Qiu-liang* (1200)

Study on the Tolerance and Detoxification Mechanisms of *Lantana camara* under the Combined Stress of Cadmium, Lead and Zinc ..... *XIE Yi-hui, ZHANG Ming-hua, XIONG Rui, LI Ting, PU Yu-lin, XU Xiao-xun, LI Yun, ZHANG Shi-rong, JIA Yong-xia* (1209)

Hazardous Characteristics and Mechanical Properties of Vitrification Product of Tungsten Slag  
 ..... *MA Bing, DU Bu-yun, YAN Xiao-fei, KANG Guo-dong* (1218)

## 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 张敏毅 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9期(总第201期)2021年9月25日出版

JOURNAL OF ECOLOGY AND RURAL ENVIRONMENT

(Monthly, Founded in February 1985)

Vol. 37 No. 9 Sep. 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](mailto:ere@vip.163.com); [bjb@nies.org](mailto: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](mailto:ere@vip.163.com); [bjb@nies.org](mailto: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