

ISSN 1005-0094  
CODEN SHDUEM

# 生物多样性

BIODIVERSITY SCIENCE



## 主办

中国科学院生物多样性委员会  
中国植物学会  
中国科学院植物研究所  
中国科学院动物研究所  
中国科学院微生物研究所

Biodiversity Committee, CAS  
Botanical Society of China  
Institute of Botany, CAS  
Institute of Zoology, CAS  
Institute of Microbiology, CAS

第29卷 第10期  
2021年10月

Vol. 29 No. 10  
October 2021

<https://www.biodiversity-science.net>



# 生物多样性

## SHENGWU DUOYANGXING

第29卷 第10期 2021年10月

### 目次

#### 生态系统原真性和完整性专题

- 1271 中国国家公园原真性与完整性概念及其评价框架  
赵智聪, 杨锐
- 1279 国家公园生态系统完整性的内涵及评价框架: 以东北虎豹国家公园为例  
蒋亚芳, 田静, 赵晶博, 唐小平
- 1288 生态系统原真性概念及评价方法: 以长白山地区为例  
江南, 徐卫华, 赵娟娟, 肖焱
- 1295 国家公园陆地自然生态系统完整性与原真性评价方法探索: 以钱江源国家公园体制试点为例  
彭杨靖, 黄治昊, 林乐乐, 王锐锋, 崔国发

#### 研究报告

##### 植物多样性

- 1308 红砂基因组大小变异及物种分化  
范兴科, 燕霞, 冯媛媛, 冉进华, 钱朝菊, 尹晓月, 周姗姗, 房庭舟, 马小飞
- 1321 湿地植物大花百合种群的性系统特征  
都业勤, 张迪, 王赛, 王磊, 闫兴富, 唐占辉

##### 动物多样性

- 1336 南水北调中线工程对海河流域鱼类入侵风险分析  
李雪健, 唐文乔, 赵亚辉
- 1348 干旱对不同花椒种植模式下土壤微生物和线虫群落的影响  
宋成军, 孙锋
- 1358 中国公众的国际野生动物保护意愿调查: 以非洲象为例

张馨予, 胡宇轩, 张忠义, 傅钰涵, 谢屹

##### 微生物多样性

- 1369 我国寒温带至亚热带森林多孔菌区系和多样性比较  
武英达, 茆卫琳, 员瑗

#### 技术与方法

- 1377 外来物种入侵大数据采集方法的建立与应用  
邱荣洲, 赵健, 陈宏, 冼晓青, 池美香, 翁启勇
- 1386 三种被动式采集方法对甲虫收集效果的比较研究: 以香港城门样地为例  
滕备, 杨海东, 佟一杰, 梁敏轩, 张嘉康, 李英铭, Benoit Guénard, 白明

#### 生物编目

- 1396 拟建川藏铁路(康定至巴塘段)沿线野生鸟兽的红外相机调查  
肖宏强, 张永兵, 韦伟, 洪明生, 唐俊峰, 周宏, 张泽钧
- 1403 福建平潭岛海域底栖贝类物种多样性及其地理分布  
胡亮

#### 综述

- 1411 乡村景观生物多样性研究进展  
陈思淇, 张玉钧
- 1425 生物银行支撑全球生物多样性研究与保护的实践与探索  
杨阳, 张超, 李保国

封面: 生态系统原真性和完整性是我国国家公园保护目标的核心所在, 其概念和评价方法需要深入探讨, 本期发表了4篇相关的文章。图示三江源国家公园景观。(照片提供者: 三江源国家公园管理局)

# BIODIVERSITY SCIENCE

Vol. 29 No. 10 October 2021

## CONTENTS

### Special Feature: Ecosystem Authenticity and Integrity

- 1271 **The concept of national park authenticity and integrity in China and its evaluation framework**  
Zhicong Zhao and Rui Yang
- 1279 **The connotation and assessment framework of national park ecosystem integrity: A case study of the Amur Tiger and Leopard National Park**  
Yafang Jiang, Jing Tian Jingbo Zhao and Xiaoping Tang
- 1288 **Concept and assessment method of ecosystem authenticity: The case of Changbai Mountains area**  
Nan Jiang, Weihua Xu, Juanjuan Zhao and Yi Xiao
- 1295 **Exploring evaluation methods for integrity and authenticity of terrestrial natural ecosystems in national parks: The case of Qianjiangyuan National Park system pilot**  
Yangjing Peng, Zhihao Huang, Lele Lin, Ruifeng Wang and Guofa Cui

### Original Papers

#### Plant Diversity

- 1308 **Genome size variations and species differentiation of *Reaumuria soongarica***  
Xingke Fan, Xia Yan, Yuanyuan Feng, Jinhua Ran, Chaoju Qian, Xiaoyue Yin, Shanshan Zhou, Tingzhou Fang and Xiaofei Ma
- 1321 **Sexual system characteristics of *Lilium concolor* var. *megalanthum* in peatland**  
Yeqin Du, Di Zhang, Sai Wang, Lei Wang, Xingfu Yan and Zhanhui Tang

#### Animal Diversity

- 1336 **Risk analysis of fish invasion in Haihe River Basin caused by the central route of the South-to-North Water Diversion Project**  
Xuejian Li, Wenqiao Tang and Yahui Zhao
- 1348 **Effects of *Zanthoxylum bungeanum* agroforestry systems on soil microbial and nematode communities under drought**  
Chengjun Song and Feng Sun

- 1358 **Chinese public willingness of international wildlife conservation: A case study of African elephant**  
Xinyu Zhang, Yuxuan Hu, Zhongyi Zhang, Yuhan Fu and Yi Xie

#### Microbial Diversity

- 1369 **Comparison of polypore florae and diversity from temperate to subtropical forest zones in China**  
Yingda Wu, Weilin Mao and Yuan Yuan

#### Technology and Methodologies

- 1377 **Research and application of a big data collection method for invasive species surveys**  
Rongzhou Qiu, Jian Zhao, Hong Chen, Xiaoqing Xian, Meixiang Chi and Qiyong Weng
- 1386 **A comparative study on the collection effectiveness of beetles by three passive acquisition methods in Shing Mun (Hong Kong)**  
Bei Teng, Haidong Yang, Yijie Tong, Manhin Leung, Kahong Cheung, Yingming Lee, Benoit Guénard and Ming Bai

#### Bioinventories

- 1396 **Preliminary report of an infrared camera survey on wild birds and mammals along the proposed Sichuan-Tibet Railway (Kangding-Batang section)**  
Hongqiang Xiao, Yongbing Zhang, Wei Wei, Mingsheng Hong, Junfeng Tang, Hong Zhou and Zejun Zhang
- 1403 **Species diversity and geographical distribution of marine, benthic, shell-bearing mollusks on the coast and adjacent area of Pingtan Island, Fujian Province**  
Liang Hu

#### Reviews

- 1411 **Research progress on biodiversity in the rural landscape**  
Siqi Chen and Yujun Zhang
- 1425 **Practice and exploration of global biodiversity research and protection supported by biobank**  
Yang Yang, Chao Zhang and Baoguo Li

---

**Cover Illustration:** The authenticity and integrity of the ecosystem are the core of national park conservation goals in China. The concept and evaluation methods need to be discussed in depth. We organized and published four related articles in this issue. The picture presents the landscape of the Three-River-Source National Park. (Photograph credit: Administration of the Three-River-Source National Park)



•论坛• 生态系统原真性和完整性专题

# 中国国家公园原真性与完整性概念及其评价框架

赵智联<sup>1,2</sup>, 杨锐<sup>1,2\*</sup>

1. 清华大学国家公园研究院, 北京 100084; 2. 清华大学建筑学院, 北京 100084

**摘要:** 国家公园保护管理的首要目的是有效保护国家重要自然生态系统原真性和完整性。我们提出了面向管理的中国国家公园原真性与完整性概念, 国家公园原真性是指国家公园内生态系统及构成国家公园价值或与国家公园价值紧密联系的自然资源与文化要素保持在原生状态, 强调“不受损”; 国家公园完整性是指国家公园具有足够面积和充分的组成要素, 以维持生态系统的结构、功能与过程, 维持自然区域的价值与特征, 强调“不缺失”。我们还提出了国家公园原真性和完整性评价框架, 从自然度、气候变化强度、传统文化及其载体的真实性、人类干扰程度、人与自然和谐关系的原真性5个方面评价国家公园原真性; 从生态系统组成完整性、生态系统结构完整性、生态系统功能完整性、景观组成要素完整性和文化景观的完整性5个层面评价国家公园完整性。此外, 我们还提出了国家公园原真性与完整性保护的建議, 包括重塑保护管理目标、更新保护管理理念与提升保护管理技术3个方面。国家公园原真性与完整性的讨论尚未成熟, 对评价指标设定、指标间的相互关系、保护管理技术等研究均尚待深入。

**关键词:** 国家公园; 原真性; 完整性; 生态系统; 保护管理

赵智联, 杨锐 (2021) 中国国家公园原真性与完整性概念及其评价框架. 生物多样性, 29, 1271–1278. doi: 10.17520/biods.2021287.

Zhao ZC, Yang R (2021) The concept of national park authenticity and integrity in China and its evaluation framework. Biodiversity Science, 29, 1271–1278. doi: 10.17520/biods.2021287.

## The concept of national park authenticity and integrity in China and its evaluation framework

Zhichong Zhao<sup>1,2</sup>, Rui Yang<sup>1,2\*</sup>

1 Institute for National Parks, Tsinghua University, Beijing 100084

2 School of Architecture, Tsinghua University, Beijing 100084

### ABSTRACT

**Aims:** The primary purpose of national park conservation and management is to effectively protect the authenticity and integrity of ecosystems, as well as natural and cultural resources of national importance. In this study, we aim to propose the concept of authenticity and integrity for national park management in China and establish a framework for authenticity and integrity evaluation based on the closed loop of value identification, value authenticity, integrity assessment, authenticity and integrity conservation, and the management strategy of monitoring and feedback.

**Methods:** The primary research method is a review of previous literature on ecosystem integrity, ecosystem authenticity, and conservation management strategies of World Heritage sites, combining them with: practical experience; proposing concepts; systematically analyzing the connotations of the proposed definitions of authenticity and integrity; constructing an evaluation index system; proposing logical relationships among the indicators; and proposing conservation management recommendations based on the concepts and evaluation framework.

**Results:** In this paper, we propose the authenticity and integrity of China's national parks. National park authenticity means that the ecosystems within a national park and the natural and cultural elements that constitute or are closely associated with national park values are maintained in their original state, with emphasis on “unimpaired”. National park integrity refers to the ability of national parks to maintain the structure, functions, and processes of ecosystems as well as the values and characteristics of natural areas with sufficient area and constituent elements, emphasizing “no

收稿日期: 2021-07-19; 接受日期: 2021-10-25

基金项目: 国家自然科学基金项目(51978365)和教育部人文社科项目(21YJCZH240)

\* 通讯作者 Author for correspondence. E-mail: yrui@tsinghua.edu.cn



deficiency”. The significance of the concept of management-oriented national park authenticity and integrity is reflected in three aspects: (1) the distinction between the concepts of authenticity and integrity is helpful for managers to clarify the goals of national park management, (2) using the requirements of authenticity and integrity to comprehensively cover the value system is conducive to the formation of a complete governance and management path of national parks, and (3) specifying the evaluation indexes of the authenticity and integrity of national parks is conducive to judging the effectiveness of national park management more effectively. We propose a framework for evaluating the authenticity and integrity of national parks. To evaluate the authenticity of national parks in five aspects: naturalness, intensity of climate change, authenticity of traditional culture and its carriers, degree of human interference, and authenticity of the harmonious relationship between human beings and nature. The integrity of national parks is evaluated in five dimensions: ecosystem composition integrity, ecosystem structural integrity, ecosystem functional integrity, landscape composition integrity, and cultural landscape integrity. We propose suggestions for the conservation and management of the authenticity and integrity of China’s national parks, and those are presented in terms of reshaping objectives, updating concepts and enhancing technologies. The issues of authenticity and integrity of national parks have not yet been discussed in depth, and research on the setting of evaluation indexes, the interrelationship among evaluation indicators, and specific suggestions for conservation and management are yet to be further developed.

**Conclusion:** This paper proposes a management-oriented concept of authenticity and integrity of Chinese national parks and a framework for authenticity and integrity evaluation. This provides a theoretical basis for establishing a complete management closure loop for Chinese national park management practices. The significance of the concept of authenticity and integrity, the index system of evaluation, and the management suggestions based on these are discussed throughout the paper.

**Key words:** national park; authenticity; integrity; ecosystem; management

我国国家公园保护管理的首要目标应是保护国家公园价值的原真性与完整性。中共中央办公厅、国务院办公厅印发的《建立国家公园体制总体方案》明确提出国家公园建设的指导思想应“以加强自然生态系统原真性、完整性保护为基础”，主要目标包括“国家重要自然生态系统原真性、完整性得到有效保护”([http://www.gov.cn/zhengce/2017-09/26/content\\_5227713.htm](http://www.gov.cn/zhengce/2017-09/26/content_5227713.htm))。2020年12月颁布的国家标准《国家公园设立规范》(GB/T 39737-2020)规定了我国国家公园的设立须满足的条件有“国家代表性、生态重要性、管理可行性”。其中，生态重要性包括生态系统完整性、生态系统原真性和面积规模适宜性共3项指标(<http://std.samr.gov.cn/gb/search/gbDetailed?id=B74670820869408EE05397BE0A0A6D4B>)。“健全国家公园保护制度”是十九届四中全会提出的国家管理体系和管理能力现代化的重要内容([http://www.qstheory.cn/dukan/qs/2020-01/01/c\\_1125402833.htm](http://www.qstheory.cn/dukan/qs/2020-01/01/c_1125402833.htm))。如何将国家公园所代表的我国国土上生态系统最重要、自然景观最精华、生物多样性最富集的部分原真、完整地保护好，是体现国家治理能力的重要方面。

我国国家公园的定义为“由国家批准设立并主导管理，边界清晰，以保护具有国家代表性的大面积自然生态系统为主要目的，实现自然资源科学保

护和合理利用的特定陆地或海洋区域”([http://www.gov.cn/zhengce/2017-09/26/content\\_5227713.htm](http://www.gov.cn/zhengce/2017-09/26/content_5227713.htm))。从定义来看，“大面积自然生态系统”是国家公园保护的主要对象，其他自然资源的科学保护也应同时考虑。从生态学领域考察，生态系统原真性、生态系统完整性的概念都有了较为广泛和深入的讨论(陈昌笃和李迪华, 2003)，尤其是对生态系统完整性的内涵、评价等领域的研究，近年得到关注，又因为遥感、地理信息系统、生态学模型等技术的进步而发展出一系列的评价模型和指标。

然而，对于管理者而言，国家公园管理所面对的是一个复杂的系统，不仅包括自然生态系统本身，还包括承载自然生态系统的地质背景、地理环境及其所产生的景观或审美认知，乃至人类社会的遗迹与现今社会文化背景下的公众对价值的认知等(Poulios, 2010; 彭琳和杨锐, 2018)。仅以生态系统的原真性与完整性来要求或衡量国家公园的保护管理，显得捉襟见肘。

我国国家公园的设立、保护与管理实践迫切需要建立以价值保护为目标的逻辑起点，形成对国家公园价值的完整性与真实性状态为保护目标，以维持、加强国家公园价值的完整性与真实性为主要手段，以完整性、原真性保护成效为监测反馈指标的管理体系。国家公园原真性与完整性的概念内涵、

评价标准的研究,成为亟待建立的“价值识别-原真性与完整性评价-原真性与完整性的保护恢复-原真性与完整性保护恢复效果反馈”管理闭环的基本前提。

本文提出面向管理的国家公园原真性与完整性概念,在生态系统完整性和原真性概念基础上,将国家公园的整体空间范围作为研究对象,区分原真性与完整性,并针对原真性与完整性各自关注的不同重点,提出评价框架与评价指标,从而为提升国家公园原真性与完整性提出管理建议。

## 1 完整性与原真性相关概念内涵

### 1.1 完整性及相关概念

与完整性相关的概念在中文环境中相继出现过生物完整性、生态完整性、生态系统完整性等用词。多数学者将英文“ecological integrity”翻译为生态系统完整性,并已有诸多学者对其概念起源、发展、定性定量评价方法及其在保护地领域的应用等研究进展进行了综述。

一般认为,Leopold (1949年)在其关于土地伦理学的文章中首先提出了生态系统完整性的相关概念,即“人类活动朝着保护生物群落完整性、稳定性和美感等方向发展时是正确的,相反则是错误的”。这一概念基于“土地伦理”定义,却并没有在生态学意义上做出进一步的阐述。之后Karr和Dudley (1981)明确给出生态系统完整性的定义,即“完整性是支持和保持一个平衡的、综合的、适宜的生物系统的能力”。

生态系统完整性被认为是正常演化的生态系统本身应该具备的一种属性,这一属性有助于生态系统本身维持其应有的能力。生态系统完整性“反映生态系统在外来干扰下维持自然状态、稳定性和自组织能力的程度”,并逐渐与生态系统的稳定性、生态系统的自组织能力、生态系统健康等概念联系起来。IUCN提出,生态完整性是“维持生态系统的多样性和质量,加强它们适应于变化并供给未来需求的能力”(https://www.iucn.org/sites/dev/files/iucn-glossary-of-definitions\_en\_2021.05.pdf)。

在我国《国家公园设立标准》中,生态系统完整性被阐述为“自然生态系统的组成要素和生态过程完整,能够使生态功能得以正常发挥,生物群落、基因资源及未受影响的自然过程在自然状态下

长久维持。应符合的特征包括生态系统健康、生态功能稳定、生物多样性丰富、具有顶级食肉动物存在的完整食物链或迁徙洄游动物的重要通道、越冬(夏)地或繁殖地”,这一定义反映了目前对于生态系统完整性较为普遍的认识。

这一概念在自然保护地领域最为典型的应用是加拿大国家公园系统提出的国家公园“生态完整性评估”(Parks Canada Agency, 2005):不仅明确界定了“生态完整性”的定义,也提出了适用于加拿大国家公园的完整性评价框架、指标和方法。世界遗产委员会提出的“完整性”概念相对宽泛,是针对世界遗产地这一空间范围如何管理提出的。《实施世界遗产公约的操作指南》(The Operational Guidelines for the Implementation of the World Heritage Convention,以下简称世界遗产《操作指南》)阐明了世界自然遗产应满足的4条标准,也应分别符合完整性评价的管理要求(<http://whc.unesco.org/en/guidelines/>),可以概括为:(1)面积足够大,以包括全部或大多数相关要素、特征、过程和功能等;(2)具备充分的保护管理规划或相关措施,以保证世界遗产的完整性受到适当的、充分的保护和管理(张成渝,2004)。这一概念提出了针对世界遗产地的申报、保护与管理而言相对容易操作的路径,即阐述受保护的面积是否足够大,以包括所有应该被保护的要素及其相互关系。相比较于生态系统完整性的概念,世界遗产的完整性补充了在地质地貌、美学价值等层面对是否“未缺失”(intactness)的考虑,可为国家公园完整性概念提供借鉴。

### 1.2 原真性相关概念

与完整性相比,对于生态系统原真性的讨论远没有那么深入。在恢复生态学领域,出现了生态系统原真性(ecological authenticity)的概念,并分为自然原真性(natural authenticity)与历史原真性(historical authenticity)(何思源和苏杨,2019)。这一概念是在恢复生态学要设法使生态系统回到原来的正常轨迹的语境下出现的,因此,“原来的”状态成为生态恢复设计的理想出发点,也变得非常关键。“自然原真性”是指生态系统回到健康状态,但是不考虑生态系统是否精确地反映出它的历史结构和组成;“历史原真性”是指生态恢复要让恢复后的生态系统与一个历史参考状态相匹配(Clewel,



2000)。从恢复生态学的视角考察,生态系统的原真性是生态恢复过程的某一个端点(endpoint),生态系统的自身发展会存在多个端点,或多种可能性,恢复的过程是促使其沿着某一轨迹开始演化。世界上大部分生态系统目前正处在退化之中,联合国《生物多样性公约》(Convention on Biological Diversity)认为,生态恢复是管理或帮助一个退化、受损或破坏的生态系统恢复的过程,以维持生态系统恢复力和保护生物多样性(<https://www.cbd.int/doc/decisions/cop-13/cop-13-dec-05-en.pdf>) (CBD, 2016)。因此生态恢复工作更关注如何让具体的场地、景观或生态系统回到某种较为平衡的、健康的状态,生态系统的原真性成为生态恢复背后暗含的目标状态,并没有发展出明确的概念体系与评价方法。

在世界遗产领域,“authenticity”一词用于评价文化遗产的真实性。在世界遗产《操作指南》中认为,想要保护世界遗产的真实性,应从认识和理解遗产价值开始,不仅包括遗产本身的特征、形成历史等,还包括这些信息的意义和来源的真实性。在被称为《奈良真实性文件》(Nara Document)的文化遗产保护的重要共识中,对文化遗产的真实性评价从“形式与设计、材料与实质、利用与作用、传统与技术、位置与环境、精神与感受”等6个方面展开(WHC, 1994),这些方面对文化遗产的针对性极强,因此对自然遗产而言真实性概念并没有广泛应用。

美国国家公园管理中有一个与原真性相关的概念,即“不受损害的”(unimpaired),在美国国家公园管理局《组织法》(NPS Organic Act)中明确指出,美国国家公园管理局的使命是让自然与文化资源为后代“不受损害”地保留下来(<https://www.justice.gov/enrd/nps-organic-act>)。但是,相关研究对这个概念多是以历史视角来讨论管理中的政策倾向,例如,引入多少访客活动能保证国家公园不受损害,大型基础设施建设是否妨碍了这种“不受损害”的状态等。在美国国家公园系统中,这一概念的应用更多倾向于辅助国家公园的园长(superintendents)进行价值判断和决策(Keiter, 2013)。对于这一概念的讨论实际上并没有与原真性或完整性直接对应起来,但其对美国国家公园保护管理目标状态的指导意义是明显的,且“不受损害”的对象是整个国家公园。

在我国《国家公园设立规范(GB/T 39737-2021)》中,生态系统原真性是指生态系统与

生态过程大部分保持自然特征和自然演替状态,自然力在生态系统和生态过程中居于支配地位。主要通过规定自然区域的面积占比、人类生产生活区域的面积占比、人类居住区域的面积占比等指标来描述。在关于该国标的研究中,也讨论过用“荒野度”来考察原真性,即“拥有大面积高质量荒野,生态系统和生态过程处于高质量的自然状态”,但并未在该国标中全部采用。

### 1.3 完整性与原真性的关系

目前尚未有文献将生态系统完整性和生态系统原真性两个概念并置并系统阐述。关于青藏高原国家公园群的研究认为完整性与原真性是一个整体的概念,并构建了评价二者的指标体系(刘晓娜等, 2021)。也有研究认为,原真性和完整性均涉及时空尺度和自然生态系统自组织功能,二者的保护是国家公园的首要功能(何思源和苏杨, 2019)。在国家公园设立标准的前期研究中,原真性被阐述为荒野度和自然度两个层次,荒野度强调某一区域未受人为控制的程度,自然度指物种分布与组成、演替状态是自然力量主导的;完整性指要素完整和面积足够大,包括物理环境要素、生境要素和生态过程要素;面积足够大则表现为荒野面积与自然生境面积均足够大。可见完整性和原真性概念也没有明确区分开。

综上,无论从上述概念层面的考察还是评价框架方面的研究都反映出对于原真性与完整性概念认识的如下特征:(1)随着完整性概念的不断发展,其包含的内容逐渐丰富,从关注生态系统的组成要素是否完整,到生态系统的结构与功能,也考虑生态系统所具有的自组织能力、韧性特征、健康状态等内容,同时也开始关注和原始自然相比或与某一参照的生态系统相比是否完整,与生态恢复领域关注的生态系统原真性概念逐渐接近;(2)生态系统原真性概念并未形成相对系统的概念内涵、评价框架,尚无合适的指标体系予以评价;(3)在国家公园、自然保护地、世界自然遗产等领域,只讨论生态系统原真性与完整性尚不足以支撑其管理行为。

## 2 中国国家公园原真性与完整性概念

### 2.1 内涵

本文提出了中国国家公园原真性和国家公园完整性概念。

国家公园原真性是指国家公园内生态系统及构成国家公园价值或与国家公园价值紧密联系的自然与文化要素保持在原生状态。原真性概念强调“不受损”，对于自然生态系统而言，人类干扰程度受到严格控制，自然干扰维持其原本状态，生态系统本身具有自组织能力。与自然生态系统相关的非生物要素和文化要素对自然生态系统维持其原本的能力具有重要作用，因此也成为原真性保护的對象。非生物要素通常包括地质地貌、光、温、水、土壤等，文化要素包括人们对自然的认识、与自然相关的行为，以及与自然相互作用产生的结果，如自然圣境(sacred natural sites)中的自然崇拜观念、朝圣或禁忌行为，由此产生的建构物或有明确传统边界的自然地域；传统生计中对于自然资源的可持续利用行为等。

国家公园完整性是指国家公园具有足够面积和充分的组成要素，以维持生态系统的结构、功能与过程，维持自然区域的价值与特征。完整性概念强调“不缺失”，对于生态系统强调其组成、结构与功能的完整，对于非生物要素强调体现景观价值的内容被完整包括，对于与自然紧密联系的文化要素则强调载体的完整与不被割裂。

## 2.2 意义

在国家公园“价值识别-原真性与完整性评价-原真性与完整性的保护恢复-原真性与完整性保护恢复效果反馈”的管理框架下，价值识别为国家公园管理设立了逻辑起点，价值的原真性与完整性评价为管理政策构建了基础，同时也为管理成效的评价提供了依据。提出面向管理的国家公园原真性与完整性概念的意义体现在以下3个方面：

(1)将原真性与完整性概念区分出来，有利于管理者明确国家公园管理的目标。尽管在生态系统管理方面，完整性与原真性的区别仍有待进一步探讨，但对于管理者而言，用完整性强调国家公园应受到全面的、充分的保护；用原真性强调人类干扰程度低，国家公园内必须是自然或近自然的状态，在全面、充分的基础上，国家公园受保护的目的是维持自然生态系统原本的状态。将原真性与完整性分开讨论，并不是要抛弃基于生态学基本原理的生态系统完整性和生态系统原真性的科学内涵，而是借用这些理论，进一步扩展完整性和原真性保护的對象。

(2)用原真性与完整性要求来全面覆盖价值体系，有利于形成完整的管理路径。经过识别并确认的国家公园的价值，都应满足原真性与完整性要求。国家公园价值不仅包括生态系统，还应包括国家公园中包含的地质资源价值，以及与生态系统密切相关的原住民的传统文化、传统生计等文化资源价值，人类社会长期积淀的对于自然的审美认识等。从而形成“价值识别-价值的原真性与完整性评估-保护管理策略-保护管理成效反馈”的国家公园管理技术路径。

(3)明确国家公园原真性与完整性的评价指标，有利于更好地判断国家公园管理效果。国家公园原真性与完整性的概念明确后，则应以定义为出发点，研制可以评估原真性与完整性的评价框架与指标，从而在纵向上对一段时间后的国家公园管理效果进行评估，即国家公园的原真性和完整性是否得以维持、是否得以提升；横向上对同一生物地理区内的国家公园乃至各种类型的自然保护地进行评估和比较，从而判断保护力量的投入应如何倾斜。

## 3 国家公园原真性与完整性评价框架

### 3.1 评价体系与指标的构建原则

国家公园原真性与完整性的评价体系与指标尚处于研发阶段，尚未形成明确的、达成共识的评价体系。因此，需要首先从科学内涵与面向管理两个层面明确评价体系构建的基本原则。

在科学内涵层面，应从完整性与原真性的概念出发构建评价体系。国家公园原真性与完整性概念一方面强调其对生态系统而言应面向生态系统的结构与功能两个维度，这是国家公园管理的基础和重点；另一方面，国家公园是一个复杂的地域系统，尤其是在中国传统文化和生态文明的背景下，基于生物多样性、文化多样性、社会-生态系统等多种理论体系，也应强调对国家公园价值的评价应将国家公园视为一个整体、一个系统而进行全面评价。因此，应充分继承生态学相关领域、世界遗产相关领域等对于原真性和完整性评价的相关研究，尽可能选取具有生态模型基础、定量关系较为明确的评价指标；同时，也应注重新的评价指标的研发，以充分反映我国国家公园特征。

在面向管理层面，国家公园原真性与完整性的评价应注重可用性。在我国，国家公园管理仍属新



事物, 尽管有诸多国际经验教训可资借鉴, 但我国国家公园管理仍然面对时代背景、地理环境、动力机制、基本目标、地位规模和管理难度等方面的特殊性, 因此, 服务于我国国家公园管理的完整性与原真性评价, 应注重指标的快速可评、横向同一区域内与纵向不同时段的可比性、对保护管理具有指导意义等面向应用的管理需求。

### 3.2 国家公园原真性与完整性评价框架

已有研究表明, 生态系统完整性评价指标与方法已从水生生态系统完整性评价的生物完整性指数(Index of Biological Integrity, IBI) (Karr & Dudley, 1981), 扩展到陆地生态系统的评价方法(Kay, 2001)等。我国学者也提出了生物多样性、连通性和破碎

度、生态系统产品/服务、人类活动干扰等指标体系(黄宝荣等, 2006; 燕乃玲和虞孝感, 2007)。

本研究构建了由一级指标和二级指标构成的国家公园原真性和完整性评价指标体系。一级指标决定了评价的基本维度, 二级指标仅进行了举例说明, 完整的指标体系尚待进一步研究, 详见表1。

国家公园原真性评价包括5个一级指标。自然度指标、气候变化强度和传统文化及其载体的真实性指标强调国家公园的“状态”。自然度指标强调自然要素的自然状态, 传统文化及其载体真实性指标强调文化要素的真实状态, 气候变化强度强调在较长时间周期内, 国家公园的某些典型特征是否发生了不符合长期演化规律的“突变”或“巨变”, 这一指

表1 国家公园原真性与完整性评价框架

Table 1 Framework for evaluating the authenticity and integrity of China's national parks

一级指标 Level 1 indicators	二级指标举例 Examples of Level 2 indicators	方法 Methods
国家公园原真性 National park authenticity	<p>高质量荒野占比; 自然生境占比; 荒野退化/增加幅度 Percentage of high quality wilderness; percentage of natural habitat; rate of wilderness degradation/increase</p> <p>气候变化强度 Intensity of climate change 极端天气出现频率; 冰川融化速率; 林线高度变化量; 雪线高度变化量 Frequency of extreme weather; rate of glacier melt; forest line height change; snow line height change</p> <p>人类干扰程度 Degree of human interference 土地利用变化; 人工设施用地占比; 人工设施或设施用地增幅/降幅; 污染物(类型、量、变化程度) Land use change; percentage of land used for man-made facilities; rate of increase/decrease in artificial facilities or facility land use; pollutants (type, amount, degree of change)</p> <p>传统文化及其载体的真实性 Authenticity of traditional culture and its carriers 传统文化及其载体是否以原真的方式存在 Whether traditional culture and its carriers exist in an authentic manner</p> <p>人与自然和谐关系的原真性 Authenticity of the harmonious relationship between human beings and nature 传统生计是否以原真的方式维持; 原住民对于自然的观念、行为是否以原真的方式维持 Whether traditional livelihoods are maintained in an authentic manner; whether indigenous perceptions and behaviors towards nature are maintained in an original way</p>	<p>基于遥感影像的判别、监测、制图、运算、模拟; 基于田野调查的识别、监测、实测、判定; 基于历史文献与数据的分析 Identification, monitoring, mapping, arithmetic, and simulation based on remote sensing images; identification, monitoring, actual measurement, and determination based on field surveys; analysis based on historical documents and data.</p> <p>观察、访谈、田野调查 Observations, interviews, fieldwork</p>
国家公园完整生态组成完整性 National park integrity	<p>生态系统组成完整性 Ecosystem composition 本地重要物种是否被包括; 物种丰富度; 种群数量; 种群动态 Whether locally important species are included; species richness; population size; population dynamics</p> <p>生态系统结构完整性 Ecosystem structural integrity 营养结构; 生境质量 Nutrient structure; habitat quality</p> <p>生态系统功能完整性 Ecosystem functional integrity 演替; 营养级; 分解能力; 生态系统服务功能 Succession; trophic levels; decomposition capacity; ecosystem service functions</p> <p>景观组成要素完整性 Landscape composition integrity 地质地貌价值载体是否被完整包括; 构成价值的河流的源头是否被有效保护 Whether geomorphic resources are included in their entirety; whether the source of the river that constitutes the value is effectively protected</p>	<p>基于遥感影像的判别、监测、制图、运算、模拟; 基于田野调查的识别、监测、判定 Identification, monitoring, mapping, arithmetic, and simulation based on remote sensing images; identification, monitoring, actual measurement, and determination based on field surveys</p>
文化景观的完整性 Cultural landscape integrity	<p>传统保护边界是否完整纳入; 原住民传统组织结构是否被分割 Whether traditional conservation boundaries are included intact; whether the traditional organizational structure of the indigenous people is divided</p>	<p>观察、访谈、田野调查 Observations, interviews, fieldwork</p>

标更强调对气候变化敏感的生态系统的关注。人类干扰程度指标强调国家公园的压力或威胁；人与自然和谐关系的原真性指标强调中国国家公园的特征。总体上，原真性评价指标注重反映历时性变化，如果变化的强度、频率在较长时间内是基本稳定的，则可以认为其原真性较高。

国家公园完整性指标包括5个一级指标。生态系统组成完整性、生态系统结构完整性和生态系统功能完整性等3个指标反映了国家公园的核心保护对象自然生态系统的特征；景观组成要素完整性指标强调部分未被自然生态系统包括的非生物要素的价值是否完整，如作为审美对象的地质地貌景观，作为湖泊、瀑布等具有观赏性价值的景观要素的上游区域是否得到完整保护等；文化景观的完整性强调与自然发生“强联系”的文化要素是否得到完整保护(赵智聪等, 2013)，如与原住民信仰相关的神山圣湖所形成的具有行为规定特征的传统保护边界(赵智聪和王沛, 2021)，是否完整纳入了保护体系等。完整性指标更注重反映国家公园在空间尺度上是否得到了完整保护，构成国家公园价值的要素、价值的载体、价值的支撑系统可以得到有效保护，则可以认为其完整性较高。

#### 4 结论与讨论

提出面向管理的国家公园原真性与完整性概念，目的在于在继承并拓展生态学等领域完整性与原真性相关概念科学内涵的基础上，为我国国家公园管理提供基础依据与逻辑起点。

基于对国家公园原真性和完整性的概念建构，对我国国家公园管理提出重塑目标、更新理念、提升技术等层面的建议。(1)重塑保护管理目标。国家公园管理的目标是保护国家公园的原真性与完整性，即自然生态系统不受损、不缺失、能够维持其自身健康、发挥各种功能的状态。这一目标不仅包括自然生态系统，还包括人与自然的长期和谐共荣。将原真性与完整性作为目标，意味着对国家公园保护管理提出了更高要求，围绕这一目标亟需开展一系列科学研究与管理建设。(2)更新保护管理理念。国家公园原真性概念强调的是“自然力量”，国家公园作为应对气候变化与生物多样性丧失重大危机、保护和传承人与自然和谐相处的典范模式，如何在管理过程中解锁更多自然潜力、发挥更大自

然力量应成为国家公园管理领域的核心理念。这不仅是对国际社会“基于自然的解决方案”(Nature-based Solution, NbS, <https://www.iucn.org/theme/nature-based-solutions>)的积极响应，也是对当前我国国家公园保护与管理国情的有力回应。面对国家公园这一复杂系统，强调自然力量的理念，指导管理者采用“再野化”等更为自然的方法来进行脆弱生态系统的恢复；引导管理者面对访客需求、经济发展等压力时，考虑自然本身健康状态的承载力；指引公众更好地认识国家公园是大面积的自然生态系统的本质属性，从而规避不恰当行为的发生。(3)提升保护管理技术。应基于国家公园原真性与完整性保护目标，构建闭环的保护管理路径。国家公园的原真性与完整性应是一对具有包容性的概念，提供充分的探索空间，与之相关的连通性、韧性、生态系统健康等内容应该在原真性与完整性的框架下得到充分研究、监测，乃至实验。再野化、大尺度生态廊道识别与构建、应对气候变化的生物多样性保护等都是原真、完整的保护国家公园的新技术与硬技术，需要持续探索。对于人与自然和谐的原真性指标、基于传统文化力量来保护自然区域的文化景观相关内容，如何调查、评价和监测，仍需探索可行路径。

我国国家公园的管理实践已经对原真性、完整性等议题提出了迫切需求。本研究提出的国家公园完整性与原真性的概念及其评价框架仅为初步构想。在界定原真性与完整性的科学内涵方面，仍然需要多学科共同努力，从不同学科视角论证与研发原真性与完整性的认识方法、监测技术、评价标准；在原真性与完整性的保护管理方面，需要利益相关者的多方参与，尤其是拥有与自然紧密联系的传统文化的原住民，应成为原真性保护的重要管理主体。综合考虑我国国家公园的管理进程与需求，在原真性与完整性方面的近期研究重点应包括以下内容：(1)如何进一步明确界定我国国家公园原真性与完整性科学内涵，以充分适应我国国家公园现实需求的同时，为国家公园保护管理设定理想目标；(2)研发适合我国国家公园的原真性与完整性评价框架与指标体系，既科学准确，又快速可行，是这一评价框架与指标体系研制的重难点问题；(3)针对国家公园原真性与完整性的保护，研究制定保护管理策略，以促进我国国家公园真正成为生态文明建设的典范。



## ORCID

赵智聪  <https://orcid.org/0000-0001-6215-8119>

杨锐  <https://orcid.org/0000-0001-6212-8753>

## 参考文献

- Chen CD, Li DH (2003) On the biodiversity and the ecological integrity of Wulingyuan district, Hu'nan Province. *Acta Ecologica Sinica*, 23, 2414–2423. (in Chinese with English abstract) [陈昌笃, 李迪华 (2003) 湖南省武陵源地区的生物多样性和生态完整性. *生态学报*, 23, 2414–2423.]
- Clewell AF (2000) Restoring for natural authenticity. *Ecological Restoration*, 18, 216–217.
- Frank JJ (2014) To conserve unimpaired: The evolution of the National Park idea. *Environmental History*, 19, 606–608.
- He SY, Su Y (2019) Authenticity, integrity, connectivity and coordination—conceptual analysis and practical significance for the establishment of the national park system. *Environmental Protection*, 47(Z1), 28–34. (in Chinese) [何思源, 苏杨 (2019) 原真性、完整性、连通性、协调性概念在中国国家公园建设中的体现. *环境保护*, 47(Z1), 28–34.]
- Huang BR, Ouyang ZY, Zheng H, Wang XK, Miao H (2006) Connotation of ecological integrity and its assessment methods: A review. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 17, 2196–2202. (in Chinese with English abstract) [黄宝荣, 欧阳志云, 郑华, 王效科, 苗鸿 (2006) 生态系统完整性内涵及评价方法研究综述. *应用生态学报*, 17, 2196–2202.]
- Karr JR, Dudley DR (1981) Ecological perspective on water quality goals. *Environmental Management*, 5, 55–68.
- Kay JJ (2001) The Ecosystem Approach to Monitoring Integrity [M/OL]. Faculty of Environmental Studies, University of Waterloo. <http://www.fes.uwaterloo.ca/u/jjkay/HNA/chapter2.html>. (accessed on 2021-05-10)
- Keiter R (2013) *To Conserve Unimpaired: The Evolution of the National Park Idea*. Island Press, Washington, DC.
- Leopold A (1949) *A Sand County Almanac and Sketches Here and There*. Oxford University Press, New York.
- Liu XN, Liu CL, Zhang CL, Wei Y, Huang BR (2021) Ecosystem integrity and authenticity assessment framework in the Qinghai-Tibet Plateau National Park Cluster. *Acta Ecologica Sinica*, 41, 833–846. (in Chinese with English abstract) [刘晓娜, 刘春兰, 张丛林, 魏钰, 黄宝荣 (2021) 青藏高原国家公园群生态系统完整性与原真性评估框架. *生态学报*, 41, 833–846.]
- Parks Canada Agency (2005) *Monitoring and Reporting Ecological Integrity in Canada's National Parks, Guiding Principles*, Vol. 1. Parks Canada Agency, Quebec, Canada.
- Peng L, Yang R (2018) On the holistic value of scenic areas and its identification. *Chinese Landscape Architecture*, 34(7), 42–47. (in Chinese with English abstract) [彭琳, 杨锐 (2018) 论风景名胜区整体价值及其识别. *中国园林*, 34(7), 42–47.]
- Poulios I (2010) Moving beyond a values-based approach to heritage conservation. *Conservation and Management of Archaeological Sites*, 12, 170–185.
- WHC (1994) *Nara Conference on Authenticity in Relation to the World Heritage Convention*. Tokyo, UNESCO-World Heritage Center, Agency for Cultural Affairs, CCROM, ICOMOS.
- Yan NL, Yu XG (2007) Summary comments on ecosystem integrity. *Progress in Geography*, 26, 17–25. (in Chinese with English abstract) [燕乃玲, 虞孝感 (2007) 生态系统完整性研究进展. *地理科学进展*, 26, 17–25.]
- Yang R (2018) A study of the criteria for the establishment of national parks in China. *Forestry Construction*, (5), 103–112. (in Chinese) [杨锐 (2018) 中国国家公园设立标准研究. *林业建设*, (5), 103–112.]
- Zhang CY (2004) Interpretation and analysis for 2 important conceptions of the world heritage convention: Study on the world heritage's authenticity and integrity. *Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Pekinesis*, 40(1), 129–138. (in Chinese with English abstract) [张成渝 (2004) 《世界遗产公约》中两个重要概念的解析与引申——论世界遗产的“真实性”和“完整性”. *北京大学学报(自然科学版)*, 40(1), 129–138.]
- Zhao ZC, Liu XH, Yang R (2013) Identification of the perception and conservation of Chinese national Parks as cultural landscapes. *Chinese Landscape Architecture*, 29(11), 30–33. (in Chinese with English abstract) [赵智聪, 刘雪华, 杨锐 (2013) 作为文化景观的风景区认知与保护问题识别. *中国园林*, 29(11), 30–33.]
- Zhao ZC, Wang P (2021) Research on Cognition Tradition and Spatial Pattern of Sacred Natural Sites of Three-River-Source National Park: Taking Angsai Township of Lancang River Source Park as an Example. *Landscape Architecture*, 28(4), 117–123. (in Chinese with English abstract) [赵智聪, 王沛, 三江源国家公园自然圣境认知传统与空间格局研究——以澜沧江源园区昂赛乡为例. *风景园林*, 28(4), 117–123.]

(责任编辑: 徐卫华 责任编辑: 周玉荣)



•论坛• 生态系统原真性和完整性专题

# 国家公园生态系统完整性的内涵及评价框架：以东北虎豹国家公园为例

蒋亚芳<sup>1</sup>, 田静<sup>1</sup>, 赵晶博<sup>2</sup>, 唐小平<sup>1\*</sup>

1. 国家林业和草原局调查规划设计院/国家公园研究院, 北京 100714; 2. 吉林省林业调查规划院, 长春 130022

**摘要:** 保护自然生态系统的完整性是我国建立国家公园的主要目标之一,《国家公园设立规范》(GB/T 39737-2021)已将生态系统完整性作为国家公园的准入条件生态重要性的认定指标之一,但目前对国家公园生态系统完整性的内涵还没有统一定义,并缺乏具体的评价体系。本文在国内外相关研究的基础上,结合我国国家公园体制试点成果及第一批国家公园设立实践,提出了国家公园生态系统完整性的基本内涵及评价指标体系,以期为今后设立国家公园时划定边界范围或评估国家公园管理成效提供理论依据。作者提出,应从生态系统结构和过程完整性、功能完整性、空间格局完整性3个维度对我国国家公园生态系统完整性进行综合评价。以东北虎豹国家公园为例,体制试点以来,东北虎(*Panthera tigris altaica*)和东北豹(*P. pardus orientalis*)等顶级食肉动物的食物链相对完整,虎、豹野生种群从俄罗斯进入、定居、繁衍、扩散的路径清晰,种群稳定增长、栖息地质量持续改善,生物多样性日益丰富,国家公园正式设立范围划定充分考虑了生态系统完整性保护,生态系统完整性评级为优秀,为国家公园可持续发展奠定了良好基础。

**关键词:** 国家公园; 生态系统完整性; 东北虎豹国家公园; 生物多样性; 完整性评价

蒋亚芳, 田静, 赵晶博, 唐小平 (2021) 国家公园生态系统完整性的内涵及评价框架: 以东北虎豹国家公园为例. 生物多样性, 29, 1279–1287. doi: 10.17520/biods.2021319.

Jiang YF, Tian J, Zhao JB, Tang XP (2021) The connotation and assessment framework of national park ecosystem integrity: A case study of the Amur Tiger and Leopard National Park. Biodiversity Science, 29, 1279–1287. doi: 10.17520/biods.2021319.

## The connotation and assessment framework of national park ecosystem integrity: A case study of the Amur Tiger and Leopard National Park

Yafang Jiang<sup>1</sup>, Jing Tian<sup>1</sup>, Jingbo Zhao<sup>2</sup>, Xiaoping Tang<sup>1\*</sup>

1 Academy of Forest Inventory and Planning/ National Park Research Institute, National Forest and Grassland Administration, Beijing 100714

2 Jilin Provincial Institute of Forest Inventory and Planning, Changchun 130022

### ABSTRACT

**Background:** Ecosystem integrity is one of the management goals of China's national parks, and ecosystem integrity is also one of the criteria when planning the national park territory. However, the interpretation of the term "ecosystem integrity" as well as a standard assessment framework has not yet reached a consensus.

**Aims:** This paper aims to put forward a comprehensive interpretation of the term "ecosystem integrity" based on previous literature. We also present a succinct and efficient framework to assess the ecosystem integrity of China's national parks. We suggest that structure and process integrity, functional integrity, and spatial pattern integrity should be considered when assessing the ecosystem integrity of a national park. We then applied the framework to evaluate the ecosystem integrity of the Amur Tiger and Leopard National Park in China.

**Results and Discussions:** Results indicate that since the establishment of the national park system pilot, there are complete food chains with the Amur tiger and Amur leopard as top carnivores within the national park pilot territory. Also, a great amount of Amur tiger and Amur leopard have returned and resettled back to China from Russia. Population sizes of both Amur tiger and Amur leopard, their habitat quality, and their regional biodiversity have steadily

收稿日期: 2021-08-15; 接受日期: 2021-10-20

\* 通讯作者 Author for correspondence. E-mail: tang8043@126.com

increased over the past years.

**Conclusion:** It is concluded that the boundary of the Amur Tiger and Leopard National Park is reasonably proposed due to the high regional ecosystem integrity, which lies a solid foundation for the sustainable development of the national park.

**Key words:** national park; ecosystem integrity; Amur Tiger and Leopard National Park; biodiversity; integrity assessment

中国的国家公园是保持自然生态系统的完整性和原真性, 保护大面积具有国家代表性的自然生态系统, 实现自然资源科学保护和合理利用的区域, 在自然保护地体系中居主体地位。《国家公园设立规范》(GB/T 39737-2021)将生态系统完整性作为设立国家公园的认定指标之一。《国家公园考核评价规范》(GB/T 39739-2020)也将生态系统完整性作为国家公园重要的管理目标之一。如何根据不同区域的自然生态特征, 准确评价自然生态系统的完整性, 不仅是科学划定国家公园边界范围的需要, 也是考核评估国家公园保护管理成效的关键点。

目前, 针对生态系统完整性这一概念还缺乏系统的内涵界定以及评价方法, 尤其是尚未结合《国家公园设立规范》中的准入条件, 研究提出生态系统完整性概念在国家公园建设和管理中的运用方法。本文旨在基于国际有益做法, 结合我国国家公园建设的实际, 提出国家公园生态系统完整性的内涵和评价框架, 并运用此框架对东北虎豹国家公园的生态系统完整性进行分析评估。

生态系统完整性(ecosystem integrity)最早在加拿大被提出, 作为科学评价指标用于系统指导国家公园生态系统管理和修复。加拿大国家公园行动计划(Parks Canada Act)将其定义为: 一个生态系统的物理环境、原生物种的组成和丰度、生物群落、物质和能量变化速率和生态过程由所处区域的自然特征决定并随之发展演变(Woodley, 2010)。生态系统完整性高的一个重要特征是原生物种为本土优势种, 理想状态下, 国家公园应对原生物种实现百分之百的保护(Woodley, 2010)。加拿大国家公园管理局构建了国家公园生态完整性观测体系并对各个国家公园的生态系统完整性进行长期监测评估(Fraser et al, 2009)。该体系从环境胁迫、生态系统过程和生物多样性3个方面, 使用了栖息地破碎化程度(环境胁迫)、演替和退化(生态系统过程)、生产力(生态系统过程)、物种丰度(生物多样性)4个指标

对生态系统完整性进行综合评估。

美国国家公园管理局将生态系统完整性定义为: 以特定区域自然条件下的生态系统为参照, 能维持具有相同物种组成、丰度和结构的生态系统运转的能力(Unnasch et al, 2018)。该定义还强调, 生态系统完整性高的自然生态系统应在遭遇天然、人为胁迫时具备抵抗力和恢复力。美国国家公园管理局提出了生态系统完整性评估体系(The Ecological Integrity Assessment Framework, EIAF), 被认为是目前生态系统完整性最成熟的评估方法(代云川等, 2019)。EIAF要求管理者根据国家公园内森林、湿地、草原等多种生态系统的典型特征, 仔细筛选最具代表性的监测指标, 在不同尺度下独立构建针对不同生态系统的评估标准。例如, 在景观层面, 通常可选择景观发展指数、土地破碎化程度等指标, 通过远程评价法(remote assessment)利用地理信息系统和遥感技术对生态系统完整性进行大尺度评估; 而在中小尺度范围内, 通常可选取植被组成、动物种群密度、物种栖息地连通性等指标, 通过快速评价法(rapid assessment)利用实地选点考察和调研等方式对生态指标进行评价, 并对大尺度的遥感数据进行校正, 或者利用密集评价法(intensive assessment)对指标进行更为详细的实地测量, 进一步提高生态系统完整性的评估精度(Unnasch et al, 2018; 代云川等, 2019)。

生态系统的自组织能力也被看作生态系统完整性的重要组成部分。它代表在外界的干扰影响下生态系统通过自身的组织调节能力主动应变, 通过与外界进行物质、能量和信息的交换, 降低自身的熵含量, 使破坏得到修复, 并维持系统平衡与稳定的能力(黄宝荣等, 2006)。自组织能力是完整性的核心, 拥有自组织能力的系统通过接受能量流而有能力在实时发生的过程之上构建其结构和梯度, 所以完整性评估不聚焦于单一物种或参数, 而是关注过程和结构(唐小平等, 2020)。我国学者同样认为针对



不同的生态系统应选择最能反映其典型特征的评价指标(张明阳等, 2005), 例如, 进行生物完整性评价时, 水生生态系统可选择鱼类群落生物完整性指数, 陆域生态系统则应选择鸟类群落指数作为评价指标。在以物种为主要保护对象时, 可适当增加食物链和栖息地相关的评价指标(刘晓娜等, 2021)。

虽然不同国家、不同学者对于生态系统完整性的解析角度不同, 但总体上均围绕生态系统结构、过程、功能等方面展开分析, 并在实践中结合生态系统的特征和保护管理目标等进行调整(魏钰和雷光春, 2019)。完整性体现生态系统维持自然状态稳定性的程度(黄宝荣等, 2006), 总体来看, 国内外学者对生态系统完整性的定义包含生态系统的结构、过程和功能完整, 以及对环境胁迫的恢复力和抵抗力等方面。

## 1 国家公园生态系统完整性内涵及评价框架

生态系统完整性建立在生物完整性和生态健康相关概念的基础之上, 是生态系统物理、化学和生物完整性之和(张明阳等, 2005)。生态系统完整性可以从生物群落、优势种、生态干扰、自组织过程、自然属性等不同尺度或角度进行定义(代云川等, 2019)。但对于我国国家公园而言, 生态系统完整性还具有更深层的内涵。2017年中共中央办公厅、国务院办公厅发布的《建立国家公园体制总体方案》提出, “建立国家公园的目的是保护自然生态系统的原真性、完整性, 始终突出自然生态系统的严格保护、整体保护、系统保护, 把最应该保护的地方保护起来”, 要求使“交叉重叠、多头管理的碎片化问题得到有效解决, 国家重要自然生态系统原真性、完整性得到有效保护, 形成自然生态系统保护的新体制新模式”。由此可见, 对于国家公园而言, 生态系统完整性不仅意味着自然生态系统的结构和生态过程能够长久维持生态功能, 而且要打破行政边界的碎片割裂, 在大尺度范围内实施“山水林田湖草沙冰”的一体化保护和系统治理。因此, 对于生态系统完整性的讨论应是系统性的, 而不仅仅停留在单一层面, 国家公园的生态系统完整性可以定义为: 生态系统包含主要生物群落类型和物理环境要素, 生物多样性丰富, 能维持伞护种、旗舰种等种群生存繁衍, 且具有多种代表性的大面积自然生态系统。国家公园的生态系统完整性内涵可从3个

维度理解:

(1)生态系统结构和过程完整性。一个结构完整的生态系统由生产者、消费者、分解者及物理环境四部分构成, 生态系统结构的完整性是讨论生态系统完整性的基础。生态系统过程是在一定区域内生物与生物、生物与环境间的物质和能量流动, 以及种群繁衍、群落演替等, 主要包括初级生产(有机质合成)、营养物质循环、物质与能量流的调节等过程。拥有顶级食肉动物的完整食物链是一个生态系统健康的标志, 既能说明生态系统中生产者、消费者、分解者的完整存在, 也能说明生态系统中的物理环境能完整、有效支撑种群的生存和繁衍等(图1), 因此, 食物链的完整性可作为生态系统结构和过程完整的认定指标之一。从群落层面看, 植物和动物的动态变化及对环境胁迫的响应表现为不同的群落类型随地理环境分布的变化而变化, 如秦岭太白山南北坡植被垂直带谱的完整性; 也可展示食物资源和栖息地不同演替阶段的完整变化, 如动物种群的迁徙及其对于栖息地的重新选择, 生态系统结构和过程完整性高的国家公园包含顶级食肉动物存在的完整食物链及栖息地, 且栖息地的连通性高, 包含迁徙、洄游动物的主要通道、越冬(夏)或繁殖地。

(2)生态系统功能完整性。国家公园生态系统功能主要包括气候调节、水源涵养、控制有害生物等调节类功能, 及养分循环、初级生产、固碳释氧、保护生物多样性等支持类功能。生态系统一般具有多功能性, 例如森林生态系统可同时提供水源涵养、固碳释氧和保护生物多样性等多种生态功能(侯盟等, 2020)。研究表明, 生物多样性和生态系统多功能性呈正相关, 生物多样性越丰富, 生态系统多功能性越高(Hector & Bagchi, 2007; 邓冉等, 2021)。保护国家公园生态系统完整性, 就是要着力维持生态功能, 提高生态产品供给能力, 因此, 可将生物多样性的指标, 作为国家公园生态系统功能完整性/多功能性的评价指标之一(Woodley, 2010)。

(3)生态系统空间格局完整性。国家公园是统筹“山水林田湖草沙冰”, 实施生态系统完整性保护最重要的途径。生态系统根据基质条件可分为陆地生态系统和水域生态系统。陆地生态系统主要包括森林、草地、灌丛等; 水域生态系统主要包括海洋、淡水、湿地等。“山水林田湖草沙冰”生命共同体是将森林、草原、湿地、河湖、荒漠、田园、冰川等

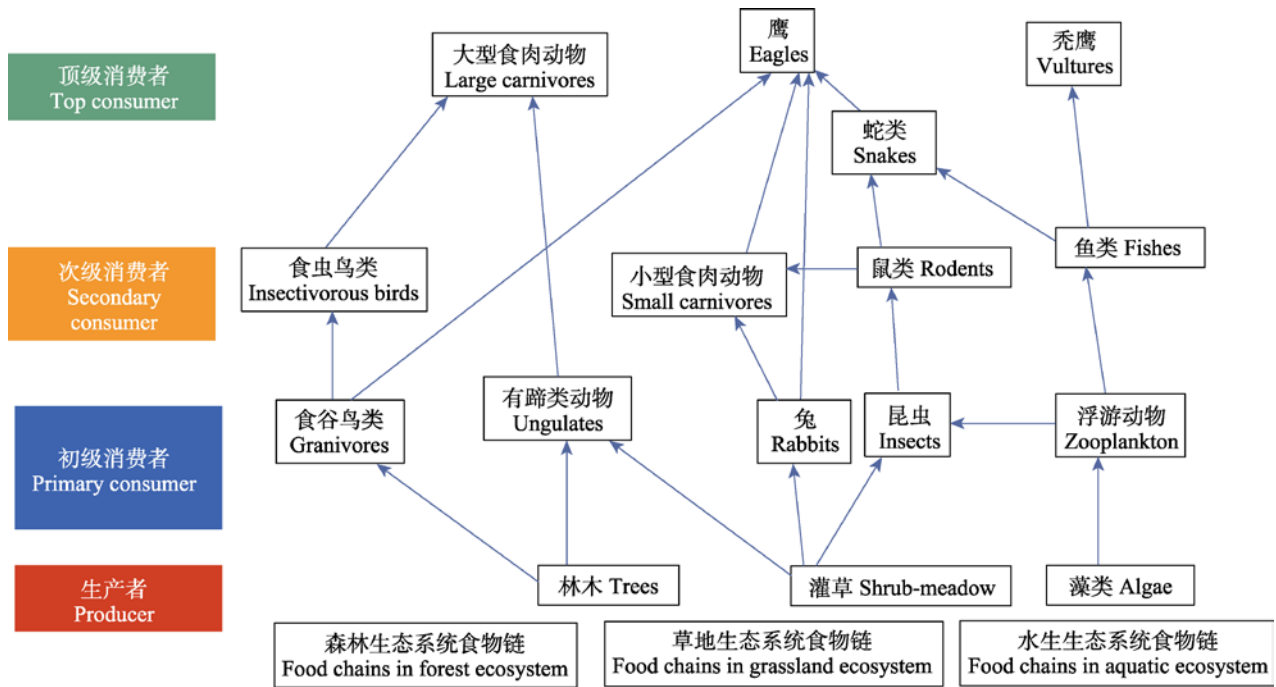


图1 森林、草地和水生生态系统食物链(食物网)示意图

Fig. 1 Illustration of food chains (the food web) in forest, grassland and aquatic ecosystems

生态系统看作一个有机联系的整体, 实现在生态系统层面的整体保护管理与修复。国家公园范围内自然资源本底条件多样, 通常包含一个或多个区域内的典型生态系统。在大尺度层面, 健康生态系统中植被类型越多样, 食物网结构越复杂, 其生态系统的稳定性越高, 且对于环境胁迫的抵抗力和恢复力增强(李鑫和田卫, 2012), 国家公园生态系统的完整性相应增高。此外, 服务国家生态安全战略是遴选国家公园的原则之一, 因此, 将生态区位的重要性, 即是否位于“两屏三带”为主体的国家生态安全战略格局范围或是否位于全国重点生态功能区, 作为考量国家公园生态系统空间格局完整性的指标之一。

建立科学的生态系统完整性评价体系是国家公园管理过程中的重要基础工作, 按照生态系统系统完整性内涵的3个维度, 即生态系统结构和过程、生态系统功能和生态系统空间格局的完整性, 分别选取相应的评价指标构建国家公园生态系统完整性综合评价框架, 作为国家公园范围区划及长期管理的依据, 可根据评价结果, 反馈国家公园的保护管理成效, 并及时调整保护管理策略。结合文献资料及国家公园相关试点区的实践经验, 本文选取食物链完整性及伞护种、旗舰种栖息地完整性(包括维

持稳定种群的栖息地规模和连通性)来评价生态系统结构和过程完整性; 以生物多样性来评价生态系统功能完整性; 根据代表性生态系统的数量和生态区位重要程度来评估生态系统空间格局完整性。鉴于国家公园的主要目的是保护具有国家代表性的大面积自然生态系统, 故对生态系统空间格局完整性评价赋予相对较高的权重。评价体系中各评价指标所占权重见表1。

为分析不同国家公园或国家公园不同时期生态系统完整性的相对水平, 参考美国国家公园生态系统完整性评价体系, 根据各指标划分标准, 构建国家公园生态系统完整性评价打分系统(表2)及评价等级(表3)。管理者可根据评价目的选取特定指标和尺度进行分级评价, 例如, 划定国家公园范围时可选取定性测量指标在大尺度上(可运用远程评价法)进行评价, 将特定区域内具备完整食物链、包含旗舰种及其栖息地和植被多样性高的区域纳入国家公园范围内; 进行国家公园监测和评估时, 可增加量化指标评价, 如指示物种种群数量、物种丰度及景观破碎化指数等, 在小尺度上(如使用密集评价法)对国家公园的保护管理成效进行评估, 及时指导调整保护管理措施。

## 2 东北虎豹国家公园生态系统完整性

东北虎豹国家公园是2016年由中央全面深化改革领导小组批复的国家公园体制试点区,并于2021年9月正式设立,其核心价值为保护野生东北虎(*Panthera tigris altaica*)、东北豹(*P. pardus orientalis*)种群及其栖息地和温带针阔叶混交林森

林生态系统。东北虎豹国家公园的保护管理目标包括两个方面:(1)恢复东北虎、东北豹定居种群并稳定繁衍;(2)修复并维持森林生态系统的完整性。体制试点以来,共修复培育野生东北虎、东北豹适宜栖息地约400 ha,连通野生动物扩散通道3条;同时,国家林业和草原局东北虎豹监测与研究 centers 在东北虎豹国家公园内建成覆盖超过5,000 km<sup>2</sup>的“天地

表1 国家公园生态系统完整性评价框架

Table 1 The assessment framework of national park's ecosystem integrity

一级指标 Level-1 index	二级指标 Level-2 index	权重 Weight
1. 生态系统结构和过程 Ecosystem structure and processes	食物链(网)完整性 Food chain (web) integrity	0.15
	伞护种、旗舰种栖息地完整性 Habitat integrity of umbrella and flagship species	0.15
2. 生态系统功能 Ecosystem functions	生物多样性保护 Conservation of biodiversity	0.3
3. 生态系统空间格局 Ecosystem spatial patterns	代表性生态系统 Typical ecosystems	0.2
	生态区位重要性 Importance of regional ecological value	0.2

表2 国家公园生态系统完整性评价打分系统\*

Table 2 The scoring system of ecosystem integrity assessment of national parks\*

指标 Index	等级划分规则 Ranking rules		
	优秀 Excellent (Score: 1)	良好 Good (Score: 0.6)	一般 Fair (Score: 0.3)
<b>1. 生态系统结构和过程 Ecosystem structure and processes</b>			
食物链(网)完整性 Food chain (web) integrity	具有至少一条包含顶级食肉动物的完整食物链, 各类生态系统间构成复杂食物网; 生态系统结构极稳定 At least one complete food chain with top carnivore, complex food web among various ecosystems; ecosystem structure highly stabilized	缺少包含顶级食肉动物的完整食物链, 但各类生态系统间构成食物网复杂; 生态系统结构较稳定 No complete food chain with top carnivore, but there is a complex food web among various ecosystems; ecosystem structure fairly stabilized	缺少包含顶级食肉动物的完整食物链, 且各生态系统间仅构成简单的食物网; 生态系统结构稳定性一般 No complete food chain with top carnivore, with very simple food web among ecosystems; ecosystem structure not stabilized
伞护种、旗舰种栖息地完整性 Habitat integrity of umbrella and flagship species	90%–100%的自然栖息地; 连通性极高 90%–100% natural habitat; extremely high connectivity	60%–90%的自然栖息地; 连通性较高 60%–90% natural habitat; relatively high connectivity	20%–60%的自然栖息地; 连通性低 20%–60% natural habitat; low connectivity
<b>2. 生态系统功能 Ecosystem functions</b>			
生物多样性 Conservation of biodiversity	物种多样性/丰富度在参考值范围内; 指示物种未消失 Species diversity/richness within the reference standards; indicator species present	物种多样性/丰富度接近参考值; 人类活动对原生种构成威胁; 一些指示物种消失 Species diversity/richness near the reference standards; human activities pose a threat to native species; some indicator species absent	物种多样性/丰富度远低于参考值; 很多指示物种消失 Species diversity/richness are far lower than the reference standards; many indicator species absent
<b>3. 生态系统空间格局 Ecosystem spatial patterns</b>			
代表性生态系统 Typical ecosystems	80%以上为区域代表性生态系统 Over 80% area covered with regional typical ecosystems	50%–80%为区域代表性生态系统 50%–80% area covered with regional typical ecosystems	不足50%为区域代表性生态系统 Less than 50% area covered with regional typical ecosystems
生态区位重要性 Importance of regional ecological value	同时位于国家“两屏三带”生态安全战略区和国家重点生态功能区, 生态区位极重要 Located in both National ecological security strategic area and National key ecological functional area, the importance of regional ecological value is extremely high	位于国家“两屏三带”生态安全战略区或国家重点生态功能区中的一个, 生态区位较重要 Located in either National ecological security strategic area or National key ecological functional area, the importance of regional ecological value is fairly high	不位于国家“两屏三带”生态安全战略区或国家重点生态功能区, 生态区位不重要 Located in neither National ecological security strategic area nor National key ecological functional area, the importance of regional ecological value is low

\*伞护种、旗舰种栖息地完整性和生物多样性指标的等级划分规则参考代云川等(2019)

Cited Dai et al (2019) for ranking rules of habitat integrity of umbrella and flagship species and conservation of biodiversity indices.



表3 国家公园生态系统完整性评价等级

Table 3 The rank of ecosystem integrity assessment of national parks

生态系统完整性等级 Ecosystem integrity level	生态系统完整性得分 Ecosystem integrity score	生态系统完整性状况 Ecosystem integrity condition
优秀 Excellent	> 0.8	生态系统的结构和过程都在自然扰动范围内变化, 生态系统功能极强, 连通性极好, 生态区位极为重要; 生态系统完整性极高 Changes of ecosystem structure and process are within the natural disturbance range, excellent ecosystem functions, extremely high connectivity, extremely important ecological niche; extremely high ecosystem integrity
良好 Good	0.6–0.8	生态系统的组成结构和过程都在自然扰动范围内变化, 生态功能稳定, 连通性良好, 生态区位较为重要; 生态系统完整性高 Changes of ecosystem structure and process are within the natural disturbance range, stabilized ecosystem functions, good connectivity, important ecological niche; high ecosystem integrity
中等 Fair	0.4–0.6	生态系统的组成结构和过程都在自然扰动范围内变化, 生态功能部分受损, 连通性一般, 生态区位重要性一般; 生态系统完整性需提高 Changes of ecosystem structure and process are within the natural disturbance range, part of ecosystem functions are damaged, fair connectivity, less important ecological niche; ecosystem integrity need to be improved
较差 Poor	< 0.4	生态系统的组成结构和过程的变化超出自然扰动范围, 生态功能受损严重, 破碎化程度高, 生态区位不重要; 生态系统完整性低 Changes of ecosystem structure and process are beyond the natural disturbance range, part of ecosystem functions are seriously damaged, low connectivity, not important ecological niche; ecosystem integrity low

空一体化监测系统”, 远程实时监测东北虎、东北豹和其他濒危物种的野外生存状况, 为国家公园生态系统完整性的评价提供依据。根据主要保护对象特征及保护管理目标, 采用本文提出的生态系统完整性评价框架, 以2019年林地变更数据及东北虎豹国家公园“天地空一体化”监测数据为基础, 对东北虎豹国家公园生态系统完整性进行初步评价, 以确定范围划定的合理性并为今后的管理成效评价提供基准数据。

### 2.1 生态系统结构和过程完整性评价

在东北森林生态系统食物链中, 存在以红松(*Pinus koraiensis*)、蒙古栎(*Quercus mongolica*)等为代表的生产者和以有蹄类动物为代表的初级消费者(图1)。东北虎、东北豹均是大型食肉猫科动物, 处于森林生态系统中食物链的顶端, 是森林生态系统健康及食物链完整的标志。有蹄类动物为东北虎、东北豹的主要猎物, 例如野猪(*Sus scrofa*)、狍(*Capreolus pygargus*)、梅花鹿(*Cervus nippon*)、马鹿(*C. elaphus*)等(孙海义, 2015; 赵国静等, 2019)。而有蹄类动物的主要食物是存在于林下灌草层的植物叶、茎、根以及掉落的松子橡实。研究表明, 森林放牧是影响东北虎、东北豹种群数量的主要原因之一。森林放牧会使灌草层生物量下降29%–70%(Wang et al, 2018), 导致有蹄类动物(如梅花鹿)的栖息地质量降低, 从而间接影响顶级消费者东北虎、东北豹的栖息地质量和种群数量。总体来看, 东北

虎豹国家公园范围内有蹄类动物种群结构和规模保持健康状态, 为野生东北虎、东北豹种群发展壮大奠定了基础, 生态系统结构和过程完整性中的食物链完整指标评级为优秀。

东北虎豹国家公园覆盖了3个东北虎豹的优先保护区域: 珲春、长白山和老爷岭(Wang et al, 2016), 囊括了东北虎、东北豹偏爱的针阔混交林及阔叶混交林等森林类型。东北地区温带针阔混交林为东北虎、东北豹及其主要猎物野猪偏爱的栖息地(赵国静, 2019)。温带针阔混交林主要位于小兴安岭和长白山地区, 以红松和紫椴(*Tilia amurensis*)为优势种, 一半以上的面积位于东北虎豹国家公园范围内(陈智, 2019)。由于红松针阔混交林在中国东北的分布比较有限, 东北虎也会利用阔叶混交林。由图2a可见, 东北虎豹国家公园范围内包含了大面积的阔叶混交林, 为东北虎的生存提供了良好的物质基础。

此外, 由于东北虎、东北豹的捕食量大, 且有蹄类猎物分布密度较低(基本为2.5只/km<sup>2</sup>), 其对于生存空间的需求较大, 每只成年雄性东北虎的家域需求为500 km<sup>2</sup>左右(孙海义, 2015), 需划定大面积完整、适宜的森林栖息地以满足东北虎、东北豹的捕食、繁衍和迁徙活动等的需求。因此, 栖息地的完整性是维持东北虎、东北豹种群数量及促进种群扩散的基础。东北虎豹国家公园范围内主要包含老爷岭南部和老爷岭两条迁徙扩散廊道, 是东北虎、东北豹从俄罗斯向中国东北迁徙的重要通道。自体

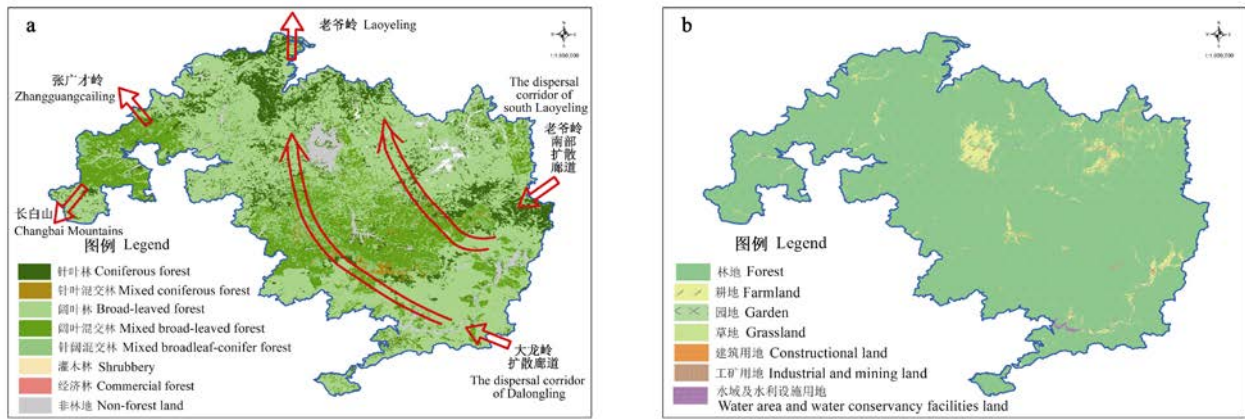


图2 东北虎豹国家公园森林生态系统/植被类型多样性(a)与土地利用现状图(b)  
Fig. 2 The diversity of ecosystem /vegetation type (a) and the land use map (b) of the Amur Tiger and Leopard National Park

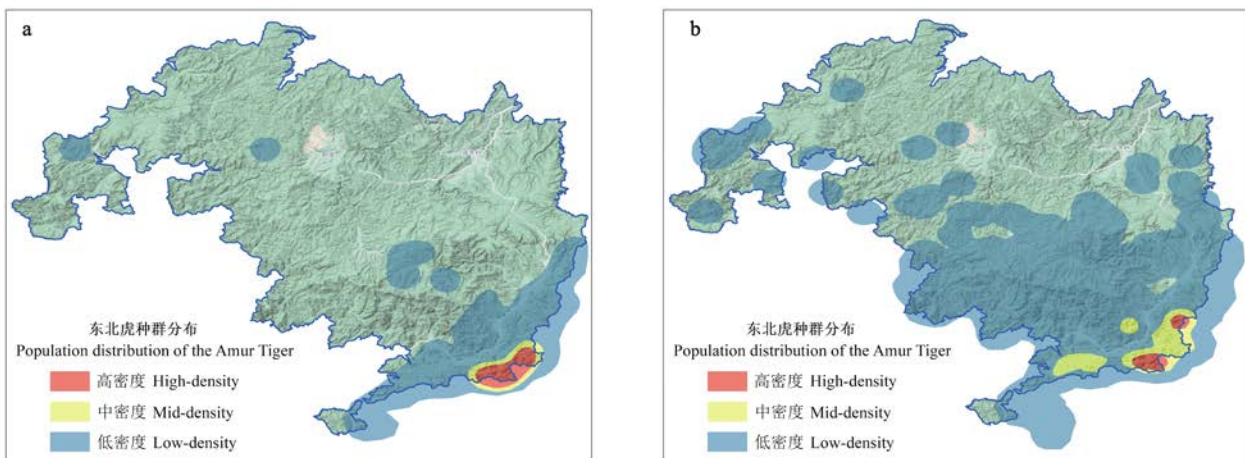


图3 东北虎豹国家公园内2018–2019年东北虎种群分布(a)和2021年1月1日东北虎种群分布(b)  
Fig. 3 The diagram of Amur Tiger distribution in the Amur Tiger and Leopard National Park during 2018–2019 (a) and January 1, 2021 (b)

制试点以来, 通过对铁丝网的拆除和居民的生态搬迁, 老爷岭南、大龙岭两条迁徙扩散廊道上的人为干扰进一步减少, 有利于东北虎、东北豹从俄罗斯向中国东北境内的锥形扩散活动。同时, 管理者加强了区域内红松、栎树等近自然林的培育, 成功连通了老爷岭北部、张广才岭和长白山3个迁徙扩散通道(图2a), 使国家公园内适宜东北虎、东北豹的栖息地面积比例达90%以上, 且连通性较好, 促进了东北虎、东北豹向潜在分布区进一步扩散, 因此, 栖息地完整性较高, 评级为良好。

### 2.2 生态系统功能完整性评价

东北虎豹国家公园以森林生态系统为主体, 森林覆盖率为93.3% (图2b), 面积广阔, 基本涵盖了长白山地森林生态系统类型, 保持着较为原始的状态,

其中天然林占森林面积的93.4%。国家公园范围内生物多样性丰富, 分布有陆生野生脊椎动物约27目78科355种。国家一级保护野生动物12种, 包括东北虎、东北豹、紫貂(*Martes zibellina*)、原麝(*Moschus moschiferus*)等。国家二级保护野生动物46种, 包括黑熊(*Ursus thibetanus*)、猞猁(*Lynx lynx*)、马鹿、赤狐(*Vulpes vulpes*)、雪兔(*Lepus timidus*)等; 种子植物约102科896种, 其中国家一级保护野生植物东北红豆杉(*Taxus cuspidata*), 国家二级保护野生植物13种, 包括长白松(*Pinus sylvestris* var. *sylvestrifomis*)、红松、紫椴、水曲柳(*Fraxinus manschurica*)等。但同属长白山针阔混交林生态地理区的长白山地区拥有野生植物2,639种和野生动物1,586种(蔺琛等, 2018), 从物种多样性和生物量来说均高于东北虎

表4 东北虎豹国家公园生态系统完整性评价表

Table 4 Ecosystem integrity scoring diagram of the Amur Tiger and Leopard National Park

指标 Index	权重 Weight	赋值 Score	总分 Total score	完整性评级 Integrity level
食物链(网)完整性 Food chain (web) integrity	0.15	1		
伞护种、旗舰种栖息地完整性 Habitat integrity of umbrella and flagship species	0.15	0.7		
生物多样性保护 Conservation of biodiversity	0.3	0.7	0.81	优秀 Excellent
代表性生态系统 Typical ecosystems	0.2	0.7		
生态区位重要性 Importance of ecological niche	0.2	1		

豹国家公园，因此以生物多样性指标评价生态功能完整性，东北虎豹国家公园评级为良好。

### 2.3 生态系统空间格局完整性评价

东北虎豹国家公园位于长白山针阔混交林生态地理区，园内70%左右的面积属于该生态地理区的代表性生态系统，包括温性针叶林、落叶阔叶林或森林沼泽湿地，代表性生态系统评级为良好；国家公园所处区域位于“两屏三带”中的“东北森林带”，又位于“国家重点生态功能区”中的“长白山森林生态功能区”，对保障东北平原生态安全发挥着重要作用，因此生态区位极为重要，评级为优秀。


总体来说，东北虎豹国家公园森林质量高，猎物资源充足，生物多样性丰富，拥有充足的迁徙活动空间，能够维持东北虎、东北豹等物种生存繁衍。自2012年起，超过50只东北虎和超过40只东北豹在中国境内被发现，野外监测网络还曾多次拍摄到东北虎、东北豹的猎物梅花鹿的影像(Wang et al, 2016)。体制试点以来，东北虎豹国家公园内虎豹幼崽至少新增23只，且东北虎的分布范围向西北部地区扩大了3–4倍左右(图3)，以此为依据，将试点区西北部、张广才岭扩散廊道所示方向(图2a)的东北虎、东北豹潜在适宜栖息地纳入到正式设立的东北虎豹国家公园，使国家公园的范围得到优化，生态系统完整性进一步提升。综合上述分析，根据表2中的打分标准，计算出东北虎豹国家公园得分为0.81，属于优秀等级(表4)，表明生态系统完整性高。

## 3 小结

生态重要性是我国国家公园准入条件之一，生态系统完整性的保护是我国国家公园的核心目标。目前，我国国家公园管理中尚缺乏统一的生态系统完整性评价体系，借鉴美国和加拿大的评价框架时，要考虑国家公园理念及管理目标的差异性，避免简

单套用造成的评价结果与管理目标的偏差。本文在借鉴国际经验的基础上，尝试结合《国家公园设立规范》准入条件的相关评定指标，提出了国家公园生态系统完整性的内涵，并初步构建了评价体系，为我国国家公园的范围划定和管理决策提供理论依据和初步方法。本文提出，国家公园生态系统的完整性主要包括结构和过程完整、功能完整、空间格局完整3个维度，国家公园的边界划定应突破行政区划界限，从上述3个维度选取相应指标进行综合评价，确保国家公园自然生态系统完整性目标的达成，并实现“山水林田湖草沙冰”的一体化保护和系统治理。我国国家公园尚在起步阶段，随着首批国家公园的正式设立和建设推进，应逐步建立并完善国家公园生态系统完整性的指标库，形成科学完整的“山水林田湖草沙冰”一体化评价体系，未来各国家公园可结合各自特色和保护目标选择适宜指标进行评价，既能体现我国国家公园的共同理念，也能突出各个国家公园的特色。

## ORCID

田静  <https://orcid.org/0000-0001-9053-1953>

## 参考文献

- Chen Z (2019) Spatiotemporal variation of productivity and carbon use efficiency of forests in Northeast China from 2000 to 2015. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 30, 1625–1632. (in Chinese with English abstract) [陈智 (2019) 2000–2015年中国东北森林生产力和碳素利用率的时空变异. *应用生态学报*, 30, 1625–1632.]
- Dai YC, Xue YD, Zhang YY, Li DQ (2019) Summary comments on assessment methods of ecosystem integrity for national parks. *Biodiversity Science*, 27, 104–113. (in Chinese with English abstract) [代云川, 薛亚东, 张云毅, 李迪强 (2019) 国家公园生态系统完整性评价研究进展. *生物多样性*, 27, 104–113.]
- Deng R, Shao HY, Huang BR, Zhang CL, Zhou ZR, Fan J



- (2021) Remote assessment on ecosystem integrity of the Qinghai-Tibet Plateau and research on National Parks Group construction sequence. *Acta Ecologica Sinica*, 41, 847–860. (in Chinese with English abstract) [邓冉, 邵怀勇, 黄宝荣, 张丛林, 周中仁, 樊杰 (2021) 青藏高原生态系统完整性远程评价与国家公园群建设时序研究. *生态学报*, 41, 847–860.]
- Fraser RH, Olthof I, Pouliot D (2009) Monitoring land cover change and ecological integrity in Canada's national parks. *Remote Sensing of Environment*, 113, 1397–1409.
- GB/T 39737-2021 (2021) Specification for National Park Establishment. Standards Press of China, Beijing. (in Chinese) [GB/T 39737-2021 (2021) 国家公园设立规范. 中国标准出版社, 北京.]
- GB/T 39739-2020 (2020) Specification for Assessment of the National Park. Standards Press of China, Beijing. (in Chinese) [GB/T 39739-2020 (2020) 国家公园考核评价规范. 中国标准出版社, 北京.]
- Hector A, Bagchi R (2007) Biodiversity and ecosystem multifunctionality. *Nature*, 448, 188–190.
- Hou M, Tang XP, Huang GL, Li RQ (2020) Identification of the priority conservation areas of national park: A case study of Lishui City, Zhejiang Province, China. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 31, 2332–2340. (in Chinese with English abstract) [侯盟, 唐小平, 黄桂林, 李仁强 (2020) 国家公园优先保护区域识别——以浙江丽水为例. *应用生态学报*, 31, 2332–2340.]
- Huang BR, Ouyang ZY, Zheng H, Wang XK, Miao H (2006) Connotation of ecological integrity and its assessment methods: A review. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 17, 2196–2202. (in Chinese with English abstract) [黄宝荣, 欧阳志云, 郑华, 王效科, 苗鸿 (2006) 生态系统完整性内涵及评价方法研究综述. *应用生态学报*, 17, 2196–2202.]
- Li X, Tian W (2012) Dynamic evaluation of ecological integrity based on landscape pattern index. *Journal of Graduate University of Chinese Academy of Sciences*, 29, 780–785. (in Chinese with English abstract) [李鑫, 田卫 (2012) 基于景观格局指数的生态完整性动态评价. *中国科学院研究生院学报*, 29, 780–785.]
- Lin C, Gong MH, Liu Y, Pan X, Piao ZY (2018) Spatial heterogeneity of biodiversity value based on dominant species: Changbaishan Ecological Function Zone as a case study. *Acta Ecologica Sinica*, 38, 4677–4683. (in Chinese with English abstract) [蔺琛, 龚明昊, 刘洋, 潘旭, 朴正言 (2018) 基于优势种的生物多样性保护价值空间异质性研究——以长白山生态功能区为例. *生态学报*, 38, 4677–4683.]
- Liu XN, Liu CL, Zhang CL, Wei Y, Huang BR (2021) Ecosystem integrity and authenticity assessment framework in the Qinghai-Tibet Plateau National Park Cluster. *Acta Ecologica Sinica*, 41, 833–846. (in Chinese with English abstract) [刘晓娜, 刘春兰, 张丛林, 魏钰, 黄宝荣 (2021) 青藏高原国家公园群生态系统完整性与真实性评估框架. *生态学报*, 41, 833–846.]
- Sun HY (2015) China's Amur Tiger Conservation Research. Northeast Forestry University Press, Harbin. (in Chinese) [孙海义 (2015) 中国东北虎保护研究. 东北林业大学出版社, 哈尔滨.]
- Tang XP, Jiang YF, Zhao ZC, Liang BK, Ma W (2020) Study on standards for establishing national parks in China. *Forest Resources Management*, (2), 1–8, 24. (in Chinese with English abstract) [唐小平, 蒋亚芳, 赵智聪, 梁兵宽, 马炜 (2020) 我国国家公园设立标准研究. *林业资源管理*, (2), 1–8, 24.]
- Unnasch RS, Braun DP, Comer PJ, Eckert GE (2018) The Ecological Integrity Assessment Framework: A Framework for Assessing the Ecological Integrity of Biological and Ecological Resources of the National Park System. Report to National Park Service.
- Wang TM, Andrew Royle J, Smith JLD, Zou L, Lü X, Li T, Yang HT, Li ZL, Feng RN, Bian YJ, Feng LM, Ge JP (2018) Living on the edge: Opportunities for Amur tiger recovery in China. *Biological Conservation*, 217, 269–279.
- Wang TM, Feng LM, Mou P, Wu JG, Smith JLD, Xiao WH, Yang HT, Dou HL, Zhao XD, Cheng YC, Zhou B, Wu HY, Zhang L, Tian Y, Guo QX, Kou XJ, Han XM, Miquelle DG, Oliver CD, Xu RM, Ge JP (2016) Amur tigers and leopards returning to China: Direct evidence and a landscape conservation plan. *Landscape Ecology*, 31, 491–503.
- Wei Y, Lei GC (2019) From biocenosis to ecosystem: The theory trend of conserving ecosystem integrity in national parks. *Journal of Natural Resources*, 34, 1820–1832. (in Chinese with English abstract) [魏钰, 雷光春 (2019) 从生物群落到生态系统综合保护: 国家公园生态系统完整性保护的理論演变. *自然资源学报*, 34, 1820–1832.]
- Woodley S (2010) Ecological Integrity and Canada's National Parks. *The George Wright Forum*, 27(2), 151–160.
- Zhang MY, Wang KL, He P (2005) Advances in assessment of ecosystem integrity. *Tropical Geography*, 25, 10–13, 18. (in Chinese with English abstract) [张明阳, 王克林, 何萍 (2005) 生态系统完整性评价研究进展. *热带地理*, 25, 10–13, 18.]
- Zhao GJ, Gong YN, Yang HT, Xie B, Wang TM, Ge JP, Feng LM (2019) Study on habitat use and activity rhythms of wild boar in eastern region of Northeast Tiger and Leopard National Park. *Acta Theriologica Sinica*, 39, 431–441. (in Chinese with English abstract) [赵国静, 宫一男, 杨海涛, 谢冰, 王天明, 葛剑平, 冯利民 (2019) 东北虎豹国家公园东部的野猪生境利用和活动节律初步研究. *兽类学报*, 39, 431–441.]

(责任编辑: 马克平 责任编辑: 周玉荣)



•研究报告• 生态系统原真性和完整性专题

# 生态系统原真性概念及评价方法：以长白山地区为例

江南<sup>1,2</sup>, 徐卫华<sup>1\*</sup>, 赵娟娟<sup>3</sup>, 肖焱<sup>1</sup>

1. 中国科学院生态环境研究中心城市与区域生态国家重点实验室, 北京 100085; 2. 中国科学院大学, 北京 100049; 3. 西南大学园艺园林学院, 重庆 400715

**摘要:** 我国建立国家公园的主要目的是保护自然生态系统的原真性、完整性, 然而原真性的概念尚不明确, 评估方法亟待建立。本文尝试厘清原真性的概念, 讨论其在保护实践中的价值, 探究生态系统原真性的评价方法, 以期提升国家公园体制建设和自然保护地规划管理的科学性; 并以长白山地区为例, 基于森林清查数据, 从植被角度选取起源方式、优势树种、林龄和单位蓄积4项指标构建森林生态系统原真性评价指标体系, 建立权重系数、原真性值计算公式和等级划分标准。评价结果显示, 研究区域森林生态系统原真性值为0.69, 和龙市、安图县、抚松县、临江市和长白朝鲜族自治县分别为0.70、0.71、0.67、0.60和0.63。原真性从高到低5个等级的面积之比为9 : 44 : 33 : 11 : 3, 原真性高与极高的森林面积比例占53%, 空间分布呈现以长白山主峰为中心向东、北、西逐渐降低的趋势。建议基于对区域生态系统原生状态的全面了解, 加强不同尺度、组成要素的原真性指标体系及评价方法研究。

**关键词:** 原真性; 森林生态系统; 长白山; 国家公园

江南, 徐卫华, 赵娟娟, 肖焱 (2021) 生态系统原真性概念及评价方法: 以长白山地区为例. 生物多样性, 29, 1288–1294. doi: 10.17520/biods.2020490.  
Jiang N, Xu WH, Zhao JJ, Xiao Y (2021) Concept and assessment method of ecosystem authenticity: The case of Changbai Mountains area. Biodiversity Science, 29, 1288–1294. doi: 10.17520/biods.2020490.

## Concept and assessment method of ecosystem authenticity: The case of Changbai Mountains area

Nan Jiang<sup>1,2</sup>, Weihua Xu<sup>1\*</sup>, Juanjuan Zhao<sup>3</sup>, Yi Xiao<sup>1</sup>

1 State Key Laboratory of Urban and Regional Ecology, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085

2 University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049

3 College of Horticulture and Landscape Architecture, Southwest University, Chongqing 400715

### ABSTRACT

**Aims:** National parks have recently been listed as protected areas in China's official documents to protect the authenticity and integrity of natural ecosystems. However, it is unclear how ecosystem authenticity is defined, let alone how to protect it. In this paper, we tried to define the concept of ecosystem authenticity, discuss its significance to conservation, and explore the assessment method to provide a scientific guide for the management and planning of protected areas.

**Method:** The study area is located in the center of Changbai Mountains where the most typical and well-preserved temperate mountain forest develops in Eastern Eurasia. We evaluated the forest ecosystems authenticity from the perspective of vegetation using forest inventory data of Jilin Province. Four indicators—forest origin, dominant tree, age of stand, unit stock volume—were selected to construct the authenticity assessment index system for forest ecosystems. At the same time, we established the weight coefficient, authenticity value calculation formula and grading standard.

**Results:** The forest ecosystem authenticity value of the whole study area was 0.69. The ecosystem authenticity values

收稿日期: 2020-12-31; 接受日期: 2021-06-25

基金项目: 中国科学院战略性先导科技专项(XDA23080104)和国家林草局-中国科学院国家公园研究院研究专项

\* 通讯作者 Author for correspondence. E-mail: xuweihua@cees.ac.cn

for Helong City, Antu County, Fusong County, Linjiang City and Korean Autonomous County of Changbai were 0.70, 0.71, 0.67, 0.60 and 0.63, respectively. Ecosystem authenticity is divided into five levels with an area ratio of 9 : 44 : 33 : 11 : 3 in order of authenticity from highest to lowest, indicating 53% are in very high and high levels. In general, the highest level of authenticity for the forest was in the main peak of Changbai Mountains, and gradually decreased going north, west, and south.

**Conclusion:** Ecosystem authenticity refers to the degree that an ecosystem from a particular region maintains its native state after various natural and human disturbances. It is convenient and generalizable to evaluate the authenticity of the forest ecosystem by using forest inventory data from the perspective of vegetation. Further research should give attention to the authenticity index system and the assessment method of different scales and components based on a comprehensive understanding of the primitive status of the ecosystem.

**Key words:** authenticity; forest ecosystem; Changbai Mountains; national park

社会经济的高速发展带来了严重的生态环境问题,如生物多样性锐减、生态系统及功能退化、环境污染严重等。如何保护好人类赖以生存的自然生态环境,为子孙后代留下宝贵的自然遗产成为一项严峻挑战。构建以国家公园为主体的自然保护地体系是新时期我国提出的应对这一挑战的重大决定(欧阳志云等,2018)。建立国家公园的主要目的是保护自然生态系统的原真性、完整性,各个国家公园体制试点区在编制试点方案、进行总体规划与功能区划时,也以生态系统原真性和完整性为主要指标(何思源和苏杨,2019)。然而,原真性这一概念却相对模糊,保护意义不甚明确,如何判断生态系统的原真性更是缺乏科学的理论依据以及统一的标准,这无疑会影响到国家公园及其他类型自然保护地的建设实践。因此,明确原真性的概念及其在保护实践中的价值,探究生态系统原真性的评价方法具有十分重要的意义。

## 1 原真性概念

“原真性”译自英文“authenticity”,本义表示真的而非假的、原本的而非复制的、忠实的而非虚伪的。从汉语语义上看,“原”意为最初、开始,“真”表示与客观事实相符合。自20世纪60年代开始,原真性作为一个术语被引入文化遗产保护领域,用于评估、保护和监控历史文化遗产,强调信息来源真实可靠、旅游体验逼真还原、拥有历史烙印和空间个性。发展至今,原真性已扩展到自然与人工环境、艺术与创作、社会与传播等领域(阮仪三和林林,2003; Steiner & Reisinger, 2006)。

随着国家公园体制的形成,保护自然生态系统的原真性作为目标之一备受关注,此处的原真性与

文化遗产的原真性虽然一脉相承,但含义有所不同。事实上,原真性的生态学含义在恢复生态学领域已经有所讨论,存在历史原真性(historical authenticity)与自然原真性(natural authenticity)两种解释。历史原真性是指生态系统在历史发展过程中始终保持原始的、不受干扰的状态,与之相近的概念还有植被的自然度或天然性程度(naturalness),即现实植被与它们的天然状态之间的距离或相似性,关注森林受到人类干扰的程度,认为人类干扰程度越高,自然度越低,而人类破坏程度越小,则自然度越高(Sprugel, 1991; 李迈和等, 2002; Tveit et al, 2006)。自然原真性是指生态系统在各种干扰作用下生物与环境之间建立了相互协调的关系,在能量流动和物质循环方面运行良好,在种间的相互作用方面达到动态平衡,在承受当地环境正常压力事件(如周期性火灾或季节性洪水)方面能够自我恢复等(Clewell, 2000; 何思源和苏杨, 2019),这与生态系统健康(马克明等, 2001)的内涵非常相似。这两种解释恰好与“原”和“真”的词义对应,前者强调生态系统未经干扰的原初状态,后者强调生态系统演化的真实过程。

为区别于其他生态学名词并服务于自然保护目标,本研究认为生态系统的原真性应指特定区域内生态系统在各种自然和人为干扰下保持原生状态的程度。需要注意的是,虽然定义中包含人类干扰特征,但我们认为生态系统的原真性并不完全处于人类干扰的对立面。自然保护理念正由纯自然的保护向人与自然和谐共生的综合保护转变,其间适度的人类活动也应被视为生态系统的真实存在部分。以森林生态系统为例,现代林业依据生态学原理,创造出诸如“近自然林业”的森林管理方式,人



类的干扰有可能反而令原真性提高(Wehenkel et al, 2009)。原真性应更多反映处于某一干扰水平下生态系统自身的状态属性。

保护生态系统原真性的现实意义在于将一定区域范围内的人类干扰控制在合理水平,使生态系统在自然变化范围内保持良性循环,保留与自然区域相适应的属性特征(代云川等, 2019),从而遏制生态系统的退化趋势。研究原真性的目的是了解生态系统历史演变状况和预测生态系统发展方向,为进一步分析区域干扰状况、识别生态退化威胁提供更多的依据和评价方法。

目前,关于如何评价生态系统原真性的研究相对较少。杨锐(2018)在国家公园设立标准中提出荒野度和自然度两项指标,从人类活动干扰、物种组成、演替状态评价原真性,也有学者建议从自然生境面积比例、景观原貌保持状况(杜傲等, 2020)或以生物量<sup>①</sup>确定生态系统原真性水平,但在实践中应用不多。如果严格依照前述生态系统原真性概念,则需比较当前生态系统与其原生状态的相似程度,这需要先解决以下2个问题:首先,如何确定生态系统的原生状态?借鉴植被自然度评价(Anderson, 1991; 吴银莲等, 2010),一种方式是找一个几乎未受干扰而仍处于天然状况的区域进行比较,另一种方式是假定消除所有干扰,把群落全部演替系列完成时的状态作为参照。其次,若进行全面的比较,需衡量生物地理群落中植物、动物、微生物、土壤等的组成和结构等多方面的特征,对于区域尺度而言增加了生态监测成本和数据分析难度,故通常根据不同生态系统类型按数据获取的便利性、指标的代表性和统计特性选取关键指标(黄宝荣等, 2006)。

本研究以长白山地区为研究对象,从植被角度探讨森林生态系统的原真性,探索建立生态系统原真性的评价方法,同时也为将来长白山地区国家公园的规划建设和自然保护地的优化整合提供依据。

## 2 方法

### 2.1 研究区域概况

长白山是中国东北的天然生态屏障,拥有欧亚大陆东部最典型、保存最完好的温带山地森林生态系统。和全球同纬度其他地区的森林相比,本区森林以建群种独特、物种多样性丰富及含有较多的亚热带成分而著称(郝占庆等, 2008)。研究区域位于长

白山核心区,主要包括长白山主峰、甑峰岭、老岭、鸭绿江水系河谷、图们江水系河谷、头道松花江水系河谷和二道松花江水系河谷,行政区域包括安图县、抚松县、长白朝鲜族自治县、和龙市和临江市,涵盖长白山保护开发区管理委员会范围。区域总面积24,200 km<sup>2</sup>,其中森林生态系统有21,456 km<sup>2</sup>,占研究区域总面积的88.7%,属于受季风影响的温带大陆性山地气候,自山底至山顶具有明显的垂直气候变化带谱特征,东北红豆杉(*Taxus cuspidata*)、长白松(*Pinus sylvestris* var. *sylvestrifomis*)、人参(*Panax ginseng*)、中华秋沙鸭(*Mergus squamatus*)、梅花鹿(*Cervus nippon*)、紫貂(*Martes zibellina*)、原麝(*Moschus moschiferus*)等国家重点保护野生动植物曾在区域内广泛分布。但由于特殊的历史和社会原因,该区域内的森林遭到长期林业采伐、农耕、采集松子等各种人为干扰,加上风灾、火灾、生物胁迫等自然干扰的影响,原始森林逐年锐减,地带性顶极群落阔叶红松林留存较少,取而代之的是大量的次生林和人工林(陈高等, 2005; 王绍先等, 2020),部分珍稀野生动植物种群数量急剧下降。为减少人类活动的干扰,区内建有自然保护地37处<sup>②</sup>,总面积5,388 km<sup>2</sup>,其中长白山国家级自然保护区面积最大,达1,966 km<sup>2</sup>。

### 2.2 评价方法

#### 2.2.1 评价指标及权重

本研究使用吉林省2018年林地变更调查更新后的林地资源数据作为森林生态系统原真性评价的基础数据,从森林起源、演替阶段、生长状况3个方面入手,遵循评价指标选取的可获得性、代表性和可量化原则,选择起源方式、优势树种、林龄、单位蓄积4项指标构建评价指标体系。其中,以起源方式反映森林来源,以优势树种和林龄反映演替阶段,以单位蓄积反映生长状况。

从植被角度评价森林生态系统的原真性与评价植被的自然度从某种程度上讲具有一致性,后者已经积累了大量研究。综合文献资料,一般认为演替阶段在评价中应占重要地位(Winter et al, 2010; 赵中华, 2009);再结合专家意见,得到了长白山地区森林生态系统原真性评价指标体系中各指标的

① 杨青 (2020) 全国生态系统重要性评价及空间特征研究. 硕士学位论文, 贵州师范大学, 贵阳.

② 来源于吉林省林业和草原局提供的自然保护地矢量数据.

权重(表1)。

### 2.2.2 数据量化

根据原真性内涵,以长白山地区地带性顶极群落为参照,定性构建森林生态系统原真性等级划分标准,从I到V级自然植被类型原真性逐渐降低。I: 演替至顶极,基本处于原始状态; II: 处于演替中后期,地带性顶极树种明显可见,复层结构; III: 处于演替中期或前期,以过渡树种为主,复层结构; IV: 处于演替前期,以阳性先锋树种为主,单层结构; 复层结构的人工林; V: 单层结构的人工经济林。

按“最接近原生状态特征赋值为1,距离原生状态特征越远赋值越小”原则,对起源方式、优势树种和林龄3项定性指标的不同属性特征进行量化赋值(表2)。

蓄积量按 $x = (x - x_{min}) / (x_{max} - x_{min})$ 进行数据标准化处理,至此4个指标值的变化范围均为0-1。

### 2.2.3 原真性值计算

森林小班和区域原真性值的计算公式如下:

$$SAU = \sum_{i=1}^n f_i \times W_i \quad (i=1,2,\dots,n) \quad (1)$$

$$TAU = \sum_{m=1}^k SAU_m \times A_m / \sum_{m=1}^k A_m \quad (m=1,2,\dots,k) \quad (2)$$

其中,SAU为各森林小班的原真性值, $f_i$ 为森林生态系统原真性评价指标*i*的量化值, $W_i$ 为指标*i*的权重值, $n$ 为指标个数,TAU为区域森林原真性值, $SAU_m$ 为森林小班*m*的原真性值, $A_m$ 为森林小班*m*的面积, $k$ 为森林小班数量。

森林小班原真性值 $SAU \geq 0.9$ 时为天然顶极种组的全部成过熟林以及近熟林中单位蓄积极高的林地,原真性极高; $SAU < 0.35$ 时为人工经济林的全部幼龄林以及中龄林中单位蓄积极低的林地,原真

性低。依据森林生态系统原真性等级定性划分标准, $0.7 \leq SAU < 0.9$ 表示原真性高, $0.5 \leq SAU < 0.7$ 表示原真性中等, $0.35 \leq SAU < 0.5$ 表示原真性较低。

## 3 结果

评价结果显示,长白山地区森林生态系统原真性值为0.69,森林原真性极高、高、中等、较低、低的面积之比为9:44:33:11:3。原真性等级为高和极高的森林全是天然林,主要由针叶混交林、阔叶混交林、红松(*Pinus koraiensis*)林、云冷杉(*Picea*、*Abies*)林、针阔混交林构成,其中针叶混交林在原真性极高的森林中面积比重占到70%以上;原真性中等的森林中,93%为天然林,7%为人工林,主要的植被类型是天然阔叶混交林、天然栎林(*Quercus*)、天然白桦(*Betula platyphylla*)林、天然针阔混交林、人工落叶松(*Larix*)林、人工针叶混交林;原真性等级低与较低的植被类型主要是栎林、白桦林和落叶松林(图1)。不同植被类型原真性等级差异较大。针阔混交林作为长白山地区海拔1,100 m以下的地带性植被群落,其中原真性极高的森林占15%,原真性高的森林占80%,但由于受到过度干扰,针阔混交林在研究区域内的分布面积已大幅减少,在长白山地区所有原真性高和极高等级的森林中仅占6%;亚高山地带性植被云冷杉、红松及其混交林中43%的森林原真性极高,51%的森林原真性高,整体原真性水平高于其他植被类型;阔叶混交林在研究区域内分布最广,面积最大,原真性几乎全为高和中等等级,占比分别为55%和38%。

长白山地区森林生态系统原真性等级空间分布不均,以长白山主峰为中心向南、向北、向西呈现逐渐降低的趋势(图2)。研究区域东北部的生态系统原真性水平高于西部,和龙市、安图县、抚松县、

表1 森林生态系统原真性评价指标权重

Table 1 Weight of evaluation index for authenticity of forest ecosystem

内容 Content	指标 Index	说明 Introduction	权重 Weight
森林起源 Forest origin	起源方式 Mode of origin	森林的主要生成方式 The main ways of forest formation	0.3
演替阶段 Succession stage	优势树种 Dominant tree	森林小班内蓄积量占比最大的树种 The tree with the largest volume in forest sub-compartment	0.3
	龄组 Age group	根据优势树种平均年龄划分 Classification by mean age of dominant tree	0.3
生长状况 Growth status	单位蓄积 Unit stock volume	单位面积活立木材积总量 Total volume of living standing trees per unit area	0.1

指标说明详见国家林业局2003年4月发布的《森林资源规划设计调查主要技术规定》。

For more information on the indicators, see *Main Technical Regulations for Forest Resource Planning and Design Survey* issued by State Forestry Administration in April 2003.

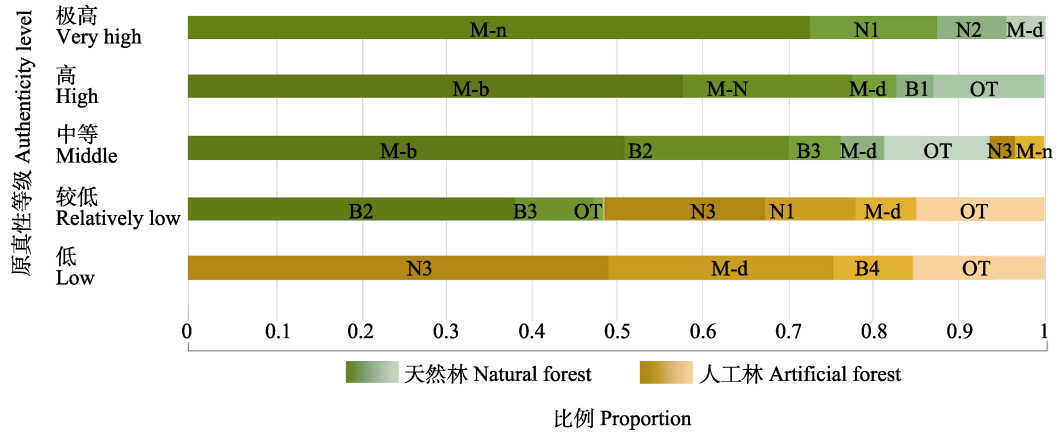


图1 长白山地区森林生态系统不同原真性等级主要植被类型面积比例。Mn: 针叶混交林; Mb: 阔叶混交林; Md: 针阔混交林; N1: 红松林; N2: 云冷杉林; N3: 落叶松林; B1: 椴树林; B2: 栎林; B3: 白桦林; B4: 杨树林; OT: 其他。

Fig. 1 Proportion of major vegetation types with different authenticity levels of forest ecosystem in the Changbai Mountains. Mn, Coniferous mixed forest; Mb, Broad-leaved mixed forest; Md, Coniferous and broad-leaved mixed forest; N1, The forest with *Pinus koraiensis* as dominant tree; N2, The forest with *Picea* spp. and *Abies* spp. as dominant tree; N3, The forest with *Larix* spp. as dominant tree; B1, The forest with *Tilia* spp. as dominant tree; B2, The forest with *Quercus* spp. as dominant tree; B3, The forest with *Betula platyphylla* as dominant tree; B4, The forest with *Populus* spp. as dominant tree; OT: Others.

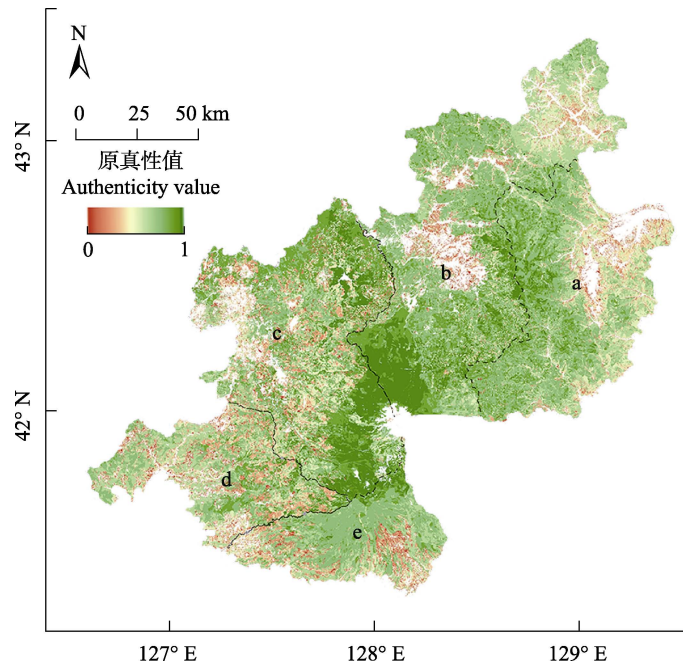


图2 长白山地区森林生态系统原真性值空间分布图。a: 和龙市; b: 安图县; c: 抚松县; d: 临江市; e: 长白朝鲜族自治县。

Fig.2 Spatial distribution of the authenticity value of forest ecosystem in the Changbai Mountains. a, Helong City; b, Antu County; c, Fusong County; d, Linjiang City; e, Korean Autonomous County of Changbai.

临江市和长白朝鲜族自治县的森林原真性值依次为0.70、0.71、0.67、0.60和0.63。原真性极高的森林主要分布在海拔1,100 m之上，大部分位于长白山国家级自然保护区、延边仙峰国家森林公园、甑峰岭自然保护区、露水河国家森林公园内，受到严格保护，尤其是长白山国家级自然保护区内原真性极高

的森林广布且集中，对长白山地区森林生态系统保护的贡献最大。原真性高的森林主要分布在和龙市与安图县交界的甑峰岭区域、长白山主峰东北坡和南坡、抚松县北部。原真性低的森林星散分布在研究区域西侧、鸭绿江和图们江水系河谷，大多处于森林生态系统与其他类型生态系统的过渡地带(图2)。



表2 原真性评价指标属性及定量赋值

Table 2 Attribute and quantitative assignment of evaluation index for authenticity

指标 Index	属性 Attribute	赋值 Value
起源方式 Mode of origin	天然更新 Natural regeneration	1.0
	飞播造林 Aerial seeding	0.6
	人工造林 Artificial afforestation	0.2
优势树种 Dominant tree species	顶级种组 Climax species group	1.0
	过渡种组 Developing species group	0.6
	先锋种组 Pioneer species group	0.4
	经济树种 Benefit-oriented species	0.2
龄组 Age group	成过熟林 Mature forest	1.0
	近熟林 Near mature forest	0.8
	中龄林 Middle forest	0.4
	幼龄林 Young forest	0.2

根据长白山地区生物群落演替的基本特点(郝占庆等, 2008; 范秀华, 2018), 将白桦、春榆、山杨等阳性树种划分为先锋种组, 红松、云杉属、冷杉属植物划分为顶级种组, 其他树种划分为过渡种组, 经济树种单列。

According to the basic characteristics of community succession in Changbai Mountains (Hao et al, 2008; Fan, 2018), *Betula platyphylla*, *Ulmus davidiana* var. *japonica*, *Populus davidiana* and other heliophilous species were divided into pioneer species group; *Pinus koraiensis*, *Picea* spp. and *Abies* spp. were divided into top species group; Other species, except benefit-oriented tree, are grouped into developing species groups.

#### 4 讨论


长白山地区森林生态系统的原真性空间差异较大, 这与该区域长期的森林保护与开发活动密切相关。长白山自然保护区成立于1960年, 得益于长期有效的管护, 在长白山主峰干扰类型主要为自然干扰, 除峰顶因火山灰沉积和气候严寒呈裸地状态, 以及局部地区受风灾影响退化为草甸外(王绍先等, 2020), 保护区内森林总体保持高原真性水平。保护区周边大部分林区属于吉林森工集团, 过去是我国重要的木材生产基地, 遭受长期采伐, 原始林逆向演替为次生林或彻底破坏后重新造林成为人工林(郝占庆等, 2008; 于琳倩等, 2014), 原真性水平普遍低于保护区内。东西部的原真性等级分布反映了不同林业局所辖林场的原真性水平存在较大差异, 这可能与经营时间与采伐方式有关, 成立于1946年的临江林业局所辖林场森林原真性水平明显低于1971年成立的白河林业局所辖林场。评价结果与实际相符, 可以较准确地反映长白山地区森林生态系统原真性水平。


本研究选用长白山地区森林资源清查数据作为原真性评价的基础数据, 用定性描述和定量表达

相结合的方式构建森林生态系统原真性的评价指标体系, 计算森林生态系统原真性值并进行空间定量分析。从评价结果来看, 准确度相对较高, 区域间具有可比性。将森林生态系统原真性评价与森林资源清查相结合, 实现了数据共享和成本节约, 适用于区域尺度样地调查困难时对森林生态系统原真性进行快速评价。选用优势树种和林龄反映演替阶段具有研究基础。林龄被认为是划分森林演替阶段最直接简单的方法(Saldarriaga et al, 1988), 乔木层中的优势树种作为森林生态系统的重要组成部分, 可区分不同森林群落, 两者结合可较好地反映群落演替状态。单位蓄积反映了森林生产力, 在植被自然度评价上常用于指示森林的活力水平、层次结构等(喻庆国, 2007; 赵中华, 2009), 在森林生态系统原真性评价中仍具有适用性。

然而, 仅依靠森林清查数据在指标选取上受限较大, 就森林生态系统而言, 动物、土壤等组成部分也需要重点关注。今后应以样地调查的生态系统原真性评价为基础, 加强不同类型组成要素的自然属性、指标体系及评价方法研究, 提高评价结果的可靠性。另外, 对生态系统原生状态特征的充分了解是评价原真性的前提, 若是评价工作倾向于以各项指标的最优值为标准就偏离了原真性内涵。随着研究区域尺度扩大, 生态系统的原生状态可能出现复杂混合特征, 如何确定参照对象有待进一步讨论。本研究从生态系统自身的状态属性出发, 反映的是所有自然和人为干扰对生态系统影响后的状态, 因未区分干扰类型, 无法为识别区域生态风险提供更多信息。对生态系统原真性的进一步研究应加强对评价区域生态系统原生状态的全面了解, 建议从生态系统内部结构过程功能和承受压力(过度干扰)来源两方面入手, 同时应用遥感等技术手段, 构建适用于较大研究区域的定量评价指标体系, 使原真性评价具有准确性的同时, 在更大尺度上更具有操作性和实用性。

#### ORCID

江南  <https://orcid.org/0000-0002-2074-9575>

徐卫华  <https://orcid.org/0000-0001-7622-7365>

#### 参考文献

Anderson JE (1991) A conceptual framework for evaluating and quantifying naturalness. *Conservation Biology*, 5,

- 347–352.
- Chen G, Deng HB, Dai LM, Wu G (2005) Health assessment on forest ecosystem by using integrated composite index (ICI). *Acta Ecologica Sinica*, 25, 1725–1733. (in Chinese with English abstract) [陈高, 邓红兵, 代力民, 吴钢 (2005) 综合构成指数在森林生态系统健康评估中的应用. *生态学报*, 25, 1725–1733.]
- Clewell AF (2000) Restoring for natural authenticity. *Ecological Restoration*, 18, 216–217.
- Dai YC, Xue YD, Zhang YY, Li DQ (2019) Summary comments on assessment methods of ecosystem integrity for national parks. *Biodiversity Science*, 27, 104–113. (in Chinese with English abstract) [代云川, 薛亚东, 张云毅, 李迪强 (2019) 国家公园生态系统完整性评价研究进展. *生物多样性*, 27, 104–113.]
- Du A, Cui T, Song TY, Ouyang ZY (2020) International experiences of national park selection criteria and the inspirations to China. *Acta Ecologica Sinica*, 40, 7231–7237. (in Chinese with English abstract) [杜傲, 崔彤, 宋天宇, 欧阳志云 (2020) 国家公园遴选标准的国际经验及对我国的启示. *生态学报*, 40, 7231–7237.]
- Fan XH (2018) The Assembly and Development Mechanisms of Typical Natural Forest Community in Changbai Mountains. PhD dissertation, Beijing Forestry University, Beijing. (in Chinese with English abstract) [范秀华 (2018) 长白山典型天然林群落形成与演变机制研究. 博士学位论文, 北京林业大学, 北京.]
- Hao ZQ, Li BH, Zhang J, Wang XG, Ye J, Yao XL (2008) Broad-leaved Korean pine (*Pinus koraiensis*) mixed forest plot in Changbaishan (CBS) of China: Community composition and structure. *Journal of Plant Ecology*, 32, 238–250. (in Chinese with English abstract) [郝占庆, 李步杭, 张健, 王绪高, 叶吉, 姚晓琳 (2008) 长白山阔叶红松林样地(CBS): 群落组成与结构. *植物生态学报*, 32, 238–250.]
- He SY, Su Y (2019) Authenticity, integrity, connectivity and coordination-conceptual analysis and practical significance for the establishment of the national park system. *Environmental Protection*, 47(Z1), 2834. (in Chinese) [何思源, 苏杨 (2019) 原真性、完整性、连通性、协调性概念在中国国家公园建设中的体现. *环境保护*, 47(Z1), 28–34.]
- Huang BR, Ouyang ZY, Zheng H, Wang XK, Miao H (2006) Connotation of ecological integrity and its assessment methods: A review. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 17, 2196–2202. (in Chinese with English abstract) [黄宝荣, 欧阳志云, 郑华, 王效科, 苗鸿 (2006) 生态系统完整性内涵及评价方法研究综述. *应用生态学报*, 17, 2196–2202.]
- Li MH, Kruchi N, Yang J (2002) Hemeroby: A method to assess the naturalness of vegetation. *Progress in Geography*, 21, 450–458. (in Chinese with English abstract) [李迈和, Norbert Kruchi, 杨健 (2002) 生态干扰度: 一种评价植被天然性程度的方法. *地理科学进展*, 21, 450–458.]
- Ma KM, Kong HM, Guan WB, Fu BJ (2001) Ecosystem health assessment: Methods and directions. *Acta Ecologica Sinica*, 21, 2106–2116. (in Chinese with English abstract) [马克明, 孔红梅, 关文彬, 傅伯杰 (2001) 生态系统健康评价: 方法与方向. *生态学报*, 21, 2106–2116.]
- Ouyang ZY, Xu WH, Du A, Lei GC, Zhu CQ, Chen S (2018) Research on Overall Spatial Planning for China's National Park System. China Environment Publishing Group, Beijing. (in Chinese) [欧阳志云, 徐卫华, 杜傲, 雷光春, 朱春全, 陈尚 (2018) 中国国家公园总体空间布局研究. 中国环境出版集团, 北京.]
- Ruan YS, Lin L (2003) Authenticity in relation to the conservation of cultural heritage. *Journal of Tongji University (Social Science Section)*, 14(2), 1–5. (in Chinese with English abstract) [阮仪三, 林林 (2003) 文化遗产保护的原真性原则. *同济大学学报(社会科学版)*, 14(2), 1–5.]
- Saldarriaga JG, West DC, Tharp ML, Uhl C (1988) Long-term chronosequence of forest succession in the upper Rio Negro of Colombia and Venezuela. *The Journal of Ecology*, 76, 938.
- Sprugel DG (1991) Disturbance, equilibrium and environmental variability: What is 'Natural' vegetation in a changing environment? *Biological Conservation*, 58, 1–18.
- Steiner CJ, Reisinger Y (2006) Understanding existential authenticity. *Annals of Tourism Research*, 33, 299–318.
- Tveit M, Ode Å, Fry G (2006) Key concepts in a framework for analysing visual landscape character. *Landscape Research*, 31, 229–255.
- Wang SX, Xu JW, Meng QF (2020) Forest Ecosystem Evaluation of Changbai Mountain National Nature Reserve in Jilin Province. China Forestry Publishing House, Beijing. (in Chinese) [王绍先, 许嘉巍, 孟庆繁 (2020) 吉林省长白山国家级自然保护区森林生态系统评价. 中国林业出版社, 北京.]
- Wehenkel C, Corral-Rivas JJ, Castellanos-Bocaz HA, Pinedo-Alvarez A (2009) Is there a positive relationship between naturalness and genetic diversity in forest tree communities? *Investigación Agraria: Sistemasy Recursos Forestales*, 18, 20–27.
- Winter S, Fischer HS, Fischer A (2010) Relative quantitative reference approach for naturalness assessments of forests. *Forest Ecology & Management*, 259, 1624–1632.
- Wu YL, Li JZ, Yang YP, Zhou ZX (2010) Research advances in assessment of forest naturalness. *Chinese Journal of Ecology*, 29, 2065–2071. (in Chinese with English abstract) [吴银莲, 李景中, 杨玉萍, 周志翔 (2010) 森林自然度评价研究进展. *生态学杂志*, 29, 2065–2071.]
- Yang R (2018) Study on setting standards for national parks in China. *Forestry Construction*, 36(5), 103–112. (in Chinese) [杨锐 (2018) 中国国家公园设立标准研究. *林业建设*, 36(5), 103–112.]
- Yu LQ, Li JW, Zhao XH, Ma L, Wu S, Bai XQ (2014) Ecologically critical areas of broad-leaved Korean pine mixed forest in Changbai Mountains, China. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 25, 1251–1258. (in Chinese with English abstract) [于琳倩, 李景文, 赵秀海, 马琳, 吴尚, 白雪琪 (2014) 长白山阔叶红松林生态保护关键区的确定. *应用生态学报*, 25, 1250–1258.]
- Yu QG (2007) Temporal and Spatial Differentiation of Forest Landscape in Relation to Naturalness. PhD dissertation, Beijing Forestry University, Beijing. (in Chinese with English abstract) [喻庆国 (2007) 基于自然度的森林景观时空分异研究. 博士学位论文, 北京林业大学, 北京.]
- Zhao ZH (2009) Evaluating Forest Naturalness Based on Stand State Characteristics. PhD dissertation, Chinese Academy of Forestry, Beijing. (in Chinese with English abstract) [赵中华 (2009) 基于林分状态特征的森林自然度评价研究. 博士学位论文, 中国林业科学研究院, 北京.]

(责任编辑: 薛达元 责任编辑: 黄祥忠)



•研究报告• 生态系统原真性与完整性专题

# 国家公园陆地自然生态系统完整性与原真性评价方法探索：以钱江源国家公园体制试点为例

彭杨靖<sup>1,2</sup>, 黄治昊<sup>1</sup>, 林乐乐<sup>1,2</sup>, 王锐锋<sup>1</sup>, 崔国发<sup>1\*</sup>

1. 北京林业大学生态与自然保护学院, 北京 100083; 2. 中国林业科学研究院森林生态环境与保护研究所, 北京 100091

**摘要:** 中国建立国家公园的目的是保护自然生态系统的完整性和原真性, 促进生物多样性保护。国家公园的完整性和原真性评价是国家公园的布局规划、边界范围确定以及功能区划等研究的前提条件。为了评估国家公园自然生态系统完整性和原真性状态, 本文基于陆地自然生态系统的结构和功能, 通过指标筛选、专家咨询、指标量化和建立综合评价模型, 构建了陆地自然生态系统完整性与原真性的评价指标体系及其量化评价方法。该评价方法包括5个自然生态系统完整性指标、5个自然生态系统原真性指标和2个综合评价指标。以浙江省钱江源国家公园体制试点为例, 本文初步评估了其生态系统完整性与原真性状态, 并对评价结果进行了分级。按照本研究的评价方法, 钱江源国家公园体制试点的自然生态系统完整性评价结果为52.83%, 评价等级为较差; 自然生态系统原真性评价结果为87.06%, 评价等级为好。钱江源国家公园体制试点有待关注和提升的指标有保护区域完整性指数(27.00%)和旗舰种适宜生境完整性指数(53.04%)。最后, 本文结合研究区域评价结果对生态系统完整性和原真性领域应关注的问题进行了讨论。该自然生态系统完整性和原真性评价方法可提供一种评价指标覆盖较全面、数据易获取, 且评价结果易被决策者和管理者理解的评价思路。

**关键词:** 国家公园; 陆地自然生态系统; 完整性; 原真性; 评价方法

彭杨靖, 黄治昊, 林乐乐, 王锐锋, 崔国发 (2021) 国家公园陆地自然生态系统完整性与原真性评价方法探索: 以钱江源国家公园体制试点为例. 生物多样性, 29, 1295–1307. doi: 10.17520/biods.2021263.

Peng YJ, Huang ZH, Lin LL, Wang RF, Cui GF (2021) Exploring evaluation methods for integrity and authenticity of terrestrial natural ecosystems in national parks: The case of Qianjiangyuan National Park system pilot. Biodiversity Science, 29, 1295–1307. doi: 10.17520/biods.2021263.

## Exploring evaluation methods for integrity and authenticity of terrestrial natural ecosystems in national parks: The case of Qianjiangyuan National Park system pilot

Yangjing Peng<sup>1,2</sup>, Zhihao Huang<sup>1</sup>, Lele Lin<sup>1,2</sup>, Ruifeng Wang<sup>1</sup>, Guofa Cui<sup>1\*</sup>

1 School of Ecology and Nature Conservation, Beijing Forestry University, Beijing 100083

2 Research Institute of Forest Ecology, Environment and Protection, Chinese Academy of Forestry, Beijing 100091

### ABSTRACT

**Aims:** The purpose of establishing national parks in China is to protect the integrity and authenticity of natural ecosystems and to promote biodiversity conservation. Evaluation of the integrity and authenticity of national parks is a prerequisite for studies such as layout planning, boundary range determination, and functional zoning of national parks. To assess the integrity and authenticity status of natural ecosystems in national parks, this study provided a method in which data are easily accessible, assessment methods are simpler, and assessment results are clearly understood by decision-makers, managers, and the public.

**Methods:** Based on the structure and function of terrestrial natural ecosystems, this study constructed an evaluation index system of terrestrial natural ecosystem integrity and authenticity and its quantitative evaluation method through index screening, expert consultation, index quantification, and the establishment of a comprehensive evaluation model. The evaluation method contained five indicators of natural ecosystem integrity, five indicators of natural ecosystem

收稿日期: 2021-07-03; 接受日期: 2021-10-24

基金项目: 国家自然科学基金(32171545)

\* 通讯作者 Author for correspondence. E-mail: fa6716@163.com



authenticity, and two comprehensive evaluation indicators. Taking Qianjiangyuan National Park system pilot in Zhejiang Province as an example, this study initially assessed its ecosystem integrity and authenticity status, and graded the assessment results.

**Results:** According to the assessment method of this study, the evaluation result of natural ecosystem integrity of Qianjiangyuan National Park system pilot was 52.83%, with a less good evaluation grade; while the evaluation result of natural ecosystem authenticity was 87.06%, with a good evaluation grade. The indicators that deserve attention and improvement in Qianjiangyuan National Park system pilot include the integrity index of the conservation area (27.00%) and the integrity index of the flagship species suitable habitat (53.04%).

**Conclusion:** This study constructed an evaluation method for the integrity and authenticity of terrestrial natural ecosystems in national parks with comprehensive evaluation index coverage, easy data acquisition, and easy evaluation results to be understood by decision makers and managers.

**Key words:** national park; terrestrial natural ecosystems; integrity; authenticity; evaluation method

已有研究表明,全球75%以上的陆地生态系统(不包括南极洲)都已被人类活动直接改变(Ellis et al, 2010),只有约26%的土地是基本完整的大型荒野地区(Locke et al, 2019)。国家公园和其他类型的自然保护区被认为是防止生物多样性进一步丧失和缓解物种灭绝压力的关键(Basnet et al, 2019),在生境丧失和碎片化不断加剧的情况下,维护具有完整性和原真性的生态系统已成为国家公园保护管理及可持续发展的共同目标(Turner & Beazley, 2004)。国家公园是中国自然保护区体系最重要的类型之一,主要目的是保护自然生态系统的完整性和原真性。如何评价国家公园的完整性和原真性状态并将评价结果应用到生态系统管理中,受到越来越多的关注。

生态系统完整性最开始用于评价流域生态环境,后来扩展到其他生态系统(Karr & Dudley, 1981; Andreasen et al, 2001; 黄宝荣等, 2006),陆地生态系统完整性研究起步较晚,相关评价方法大多建立在水生生态系统完整性的研究基础之上(陈兰兰, 2016)。国内外研究者常从以下3个角度研究生态系统完整性:(1)认为生态系统完整性是生态系统在特定地理区域的最优化状态,因而从生态系统组成、结构、过程、功能等角度评价;(2)用景观格局指数从生态系统健康、抵抗力及恢复力、自组织能力等角度进行评价;(3)用压力和响应指标进行评价(黄宝荣等, 2006; 魏钰和雷光春, 2019)。

生态系统原真性的相关研究和讨论较少,由对荒野和自然性的讨论发展而来。相关研究认为在国家公园的管理中必须设置一个自然性的量化标准,使国家公园的自然性在受到过多干扰前受到保护,该标准也应该是国家公园甚至是其他类型保护地恢复工作中的一个指标(Bonnicksen & Stone, 1985)。

部分研究者认为需要确定一个未经过人类干扰的、处于原始状态和演替顶极状态的生态系统作为参考,但是要找到这样一个生态系统是很困难的,因而这种原真性观点在很多时候已经无法实现,应当着眼于自然原真性的恢复(何思源和苏杨, 2019)。

尽管相关研究者使用不同的方法提出了衡量生态系统完整性和原真性的不同指标体系,但实际应用的难度较大。在指标的选取和应用上主要存在以下几方面的问题:(1)评价指标单一,不能全面评价生态系统的完整性和原真性(邵红和张广兴, 2016);(2)指标体系过于庞大、数据收集和量化计算过于复杂,部分指标依赖于主观性较强的打分法,使其难以为管理者所用(魏钰和雷光春, 2019);(3)部分指标在实际操作中需要开展长年监测,数据获取难度大,使得评价指标的应用存在一定困难;(4)评价结果不能将科学信息转化为决策者和公众都能理解的与政策和保护目标相关的术语;(5)指标的评估不能确保其连续性(Harwell et al, 1999);(6)生态系统的功能和过程没有得到充分的重视(Kandziora et al, 2013)。

要建立生态系统完整性和原真性的测量指标体系,常与如何定义生态系统完整性和原真性有关。与其不停争论哪一个是最全面和最全面的定义,不如详细描述生态系统的功能和结构,为评估人类活动对生态系统的影响提供一个概念框架,并确定由此框架产生的实际结果(de Leo & Levin, 1997)。本文尝试从生态系统的结构和功能角度构建代表性强、覆盖面广、数据获取便捷的生态系统完整性和原真性的指标体系,通过数学方法形成综合指数来量化生态系统完整性状况,并通过综合指数的归一化处理和等级划分使评价方法能够容易被管理

者所理解和使用。

## 1 评价方法

生态系统是一个极其复杂的系统, 研究这些系统的所有方面是不可能的(Noon, 2002), 切实可行的一种方法是建立评价指标体系进行研究(Kandziora et al, 2013)。当研究对象的主要信息过于复杂而不能在没有聚合的情况下处理时, 指标需要以一种浓缩的形式来表征复杂的情况(Müller et al, 2000)。生态系统管理者常常需要使用综合指数来反映生态系统情况, 常用的方法有算术平均法、加权平均法、多元统计法和综合评价模型等(黄宝荣等, 2006)。

生态系统评价常用多个生态指标描述生态系统的结构和功能性质(Murtaugh, 1996)。相关研究表明, 生态系统所处的地理单元、景观、植被、生境与食物链等特征反映了生态系统内在生态学进程的变化趋势, 对生态系统完整性和原真性状态有指示作用。本研究首先建立了生态系统完整性和原真性指标筛选的原则框架, 在此基础上选择具有生态学意义和可操作性的指标, 然后通过数学方法形成综合指数来量化各指标, 构建了陆地自然生态系统完整性和原真性评价指标体系, 最后通过案例进行了评价研究。

### 1.1 评价指标选择

本文根据代表性、典型性、针对性、实用性和可比性等指标筛选原则, 针对自然生态系统的结构和功能, 综合考虑地理单元、保护性景观、保护性植被、物种生境和食物链等反映生态系统结构和生态过程的指标, 来构建陆地自然生态系统完整性与原真性评价指标体系。本研究构建的指标体系包括5个自然生态系统完整性评价指标: 保护区域、保护性景观、保护性植被、旗舰种适宜生境和主要食物链完整性指数; 5个自然生态系统原真性评价指标: 自然景观占比、天然植被占比、顶极群落占比、旗舰种适宜生境原真性指数和主要食物链原真性指数(附录1)。

### 1.2 指标的量化方法

利用可操作性强的量化赋值方法, 结合各自的权重系数计算综合评价值, 分别以生态系统完整性指数和生态系统自然度表示最终的综合评价值, 最后设定每一评价等级对应的分值。

### 1.2.1 自然生态系统完整性评价指标

(1) 保护区域完整性指数( $I_1$ )。国家公园是把大面积的自然或接近自然的区域保护起来, 以保护完整的生态过程及相关的物种和生态系统(马克平, 2014)。在该指标的计算中, 使用国家公园面积占自然保护综合地理单元四级单元(郭子良和崔国发, 2014)的最小保护面积的比例。最小保护面积的确定方法参照崔国发等(2018)提出的生态系统类型自然保护区最小面积确定技术。首先制作国家公园涉及到的地理单元的群系及亚群系空间分布图, 然后根据地理单元特征确定中心点, 采用“巢式取样法”构建面积递增方式, 并制作群系及亚群系数与递增面积的散点图, 最后分析群系及亚群系数随面积递增的变化规律, 确定最小保护面积。本研究所使用的地理单元分区方案为中国自然保护综合地理区划(郭子良和崔国发, 2014)。该区划方案是以生物多样性保护和自然保护地体系构建为目标的地理区划系统, 包括8个自然保护地理大区(一级区)、37个自然保护地理地带(二级区)、117个自然保护地理区(三级区)以及496个自然保护地理小区(四级区)。 $I_1$ 计算公式如下:

$$I_1 = \max(S_N/S_{Gi}) \quad (1)$$

式中,  $I_1$ 的范围为0–100%;  $S_N$ 为国家公园总面积;  $S_{Gi}$ 为第*i*个四级地理单元中的最小保护面积。

(2) 保护性景观完整性指数( $I_2$ )。根据保护性景观镶嵌体斑块的面积、破碎化指数( $IF$ )和相对聚集度( $C'$ )等, 分析国家公园范围内保护性景观的完整性。景观类型可参照附录2划分。 $I_2$ 的计算公式如下:

$$I_2 = \sqrt[3]{\sum_{i=1}^n S_{mi} / S_N \times (1 - IF) \times C' \times 100\%} \quad (2)$$

$$IF = 1 - \left( \frac{S_{mi}}{\sum_{i=1}^n S_{mi}} \right)^2 \quad (3)$$

$$C' = 1 + \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n P_L \ln(P_L) / \ln(m+n) \quad (4)$$

$$P_L = \frac{L_{ij}}{L} \quad (5)$$

式中,  $I_2$ 的范围为0–100%;  $S_{mi}$ 为第*i*个保护性景观镶嵌体的面积;  $IF$ 的值介于0–1之间;  $m$ 为保护性景观镶嵌体的总数;  $n$ 为非保护性景观斑块的总数;  $L_{ij}$ 为第*i*个保护性景观镶嵌体与第*j*个非保护性景观斑块

之间的共同边界长度;  $L$ 为所有保护性景观镶嵌体与非保护性景观斑块之间的共同边界总长度。

(3)保护性植被完整性指数( $I_3$ )。根据保护性植被镶嵌体的面积、破碎化指数( $I_F$ )和边缘效应( $I_{FD}$ )等,分析国家公园范围内保护性植被的完整性。计算公式如下:

$$I_3 = \sqrt[3]{\sum_{i=1}^n S_{vi} / S_N \times (1 - I_F) \times (2 - I_{FD})} \times 100\% \quad (6)$$

$$I_F = 1 - \sum_{i=1}^n \left( S_{vi} / \sum_{i=1}^n S_{vi} \right)^2 \quad (7)$$

$$I_{FD} = \sum_{i=1}^n \left[ S_{vi} / \sum_{i=1}^n S_{vi} \times 2 \lg(0.25 P_i) / \lg S_{vi} \right] \quad (8)$$

式中,  $I_3$ 的范围为0–100%;  $S_{vi}$ 为第*i*个保护性植被镶嵌体的面积;  $n$ 为保护性植被镶嵌体的数量;  $I_F$ 的值介于0–1之间。  $I_{FD}$ 的值介于1–2之间,  $I_{FD}$ 值越接近1,保护性植被镶嵌体形状越趋于规则、简单;  $I_{FD}$ 值越大,保护性植被镶嵌体总体形状越复杂,边缘效应越强,其完整性越强。  $P_i$ 为第*i*个保护性植被镶嵌体的周长。

(4)旗舰种适宜生境完整性指数( $I_4$ )。根据国家公园范围内旗舰种的适宜生境斑块的数量、面积和关键生境连通性等,分析旗舰种的适宜生境完整性。计算公式如下:

$$I_4 = \sqrt[3]{PC \times \left[ \sum_{i=1}^n \left( S_{hi} / \sum_{i=1}^n S_{hi} \right)^2 \right]} \times 100\% \quad (9)$$

$$PC = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n a_i a_j P_{ij}^* / S_N^2 \quad (10)$$

$$P_{ij}^* = e^{-k d_{ij}} \quad (11)$$

式中,  $I_4$ 的范围为0–100%;  $n$ 为旗舰种的适宜生境斑块数量;  $S_{hi}$ 为旗舰种的第*i*个适宜生境斑块的面积。  $PC$ 为旗舰种的关键生境连通性,用连通概率表示,指在给定一组生境斑块和它们之间的连接性指数( $P_{ij}^*$ )的情况下,随机放置在两个景观斑块中的物种落入彼此可到达(相互连接)的生境区域的概率,值介于0–1之间,当研究区域内没有生境斑块时,  $PC = 0$ ; 当  $\sum_{i=1}^n a_i = S_N$ 时,  $PC = 100\%$  (例如所有景观被生境占据时)。  $a_i$ 为生境斑块*i*的面积;  $a_j$ 为生境斑块*j*的面积;  $P_{ij}^*$ 定义为斑块*i*和斑块*j*之间所有可能路径的最

大乘积概率(包括单步路径),描述了斑块*i*与斑块*j*之间的易分散性,当两个斑块彼此完全隔离时,由于距离太远或者土地覆盖的存在阻碍了两个斑块(例如道路)之间的迁移,  $P_{ij}^* = 0$ ; 当  $i = j$ 时,  $P_{ij}^* = 1$ 。  $d_{ij}$ 为斑块*i*与斑块*j*的欧氏距离;  $k$ 为用于将函数拟合到指定的距离和散布概率之间关系的系数。

(5)主要食物链完整性指数( $I_5$ )。根据主要食物链中顶级食肉动物的生物量与其主要捕食对象生物量总和的比例与“百分之十定律”的偏离程度,分析主要食物链的完整性程度。顶级食肉动物是处于该区域食物链顶端的捕食者,根据相关研究,大型食肉动物作为顶级捕食者对于维持生物多样性和生态系统功能是必要的,其存在可以作为生态系统完整性的指标(Ripple et al, 2014; Dellinger et al, 2013)。计算公式如下:

$$I_5 = e^{-(\ln f - \ln 0.1)^2} \times 100\% \quad (12)$$

$$f = W_i N_i / \sum_{j=1}^n W_j N_j \quad (13)$$

式中,  $I_5$ 的范围为0–100%;  $f$ 为主要食物链中的顶级食肉动物的生物量与其主要被捕食者生物量总和的比例。当顶级食肉动物不存在的情况下,  $I_5 = 0$ 。  $W_i$ 为主要食物链中顶级食肉动物的个体平均体重;  $N_i$ 为主要食物链中顶级食肉动物的种群数量;  $W_j$ 为主要食物链中顶级食肉动物的第*j*类捕食对象的个体平均体重;  $N_j$ 为主要食物链中顶级食肉动物的第*j*类捕食对象的种群数量;  $n$ 为主要食物链中顶级食肉动物的主要捕食对象种类。

## 1.2.2 自然生态系统原真性评价指标

(1)自然景观占比( $P_1$ )。基于国家公园范围内的自然景观,包括林地中的天然林地、天然疏林地、天然灌木林;草地中的天然草地、天然牧草地;湿地中除人工湿地外的所有湿地景观;冰川及永久积雪和裸地。根据自然景观的面积占国家公园总面积的比例,分析国家公园内自然景观的原真性。计算公式如下:

$$P_1 = \sum_{i=1}^n S_{si} / S_N \times 100\% \quad (14)$$

式中,  $P_1$ 的范围为0–100%;  $S_{si}$ 为第*i*种自然景观在国家公园范围内的面积。

(2)天然植被占比( $P_2$ )。计算公式如下:



$$P_2 = \sum_{i=1}^n S_{ni} / S_V \times 100\% \quad (15)$$

式中,  $P_2$ 的范围为0–100%;  $S_{ni}$ 为第*i*种天然植被在国家公园范围内的面积;  $S_V$ 为国家公园范围内植被覆盖的总面积。

(3)顶极群落占比( $P_3$ )。计算公式如下:

$$P_3 = \sum_{i=1}^n S_{ci} / S_V \times 100\% \quad (16)$$

式中,  $P_3$ 的范围为0–100%;  $S_{ci}$ 为第*i*种顶极植物群落在国家公园范围内的面积。

(4)旗舰种适宜生境原真性指数( $P_4$ )。利用旗舰种的适宜生境斑块总面积中的自然景观面积比例计算旗舰种适宜生境原真性指数。计算公式如下:

$$P_4 = \sum_{i=1}^n S_i / S_H \times 100\% \quad (17)$$

式中,  $P_4$ 的范围为0–100%;  $n$ 为旗舰种适宜生境中自然景观斑块数;  $S_i$ 为旗舰种适宜生境中第*i*个自然景观斑块的面积;  $S_H$ 为旗舰种适宜生境总面积。

(5)主要食物链的原真性指数( $P_5$ )。选择在食物关系、营养层次转化中发挥重要功能作用的关键种以及重要的捕食种和被捕食种作为营养级研究的重点种类, 将国家公园内具有同样食性且具有同样捕食者的不同物种归并为一个营养级, 根据营养级来描绘主要食物链的长度, 分析主要食物链在营养结构上的完整性。其中, 将第一营养层次的绿色植物营养级定为1级, 植食者为第二营养层次(初级消费者), 营养级定为2级, 以植食动物为食的肉食动物为第三营养层次(次级消费者), 营养级定为3级……, 依此类推, 最高为5级。

$$P_5 = \frac{TL_h}{5} \times 100\% \quad (18)$$

式中,  $P_5$ 的范围为0–100%;  $TL_h$ 为国家公园范围内的食物链/食物网中最高营养级。

### 1.3 综合评价模型

当使用单一的生态系统结构或功能指标时, 很难评估受干扰生态系统的状况(Paul & Susan, 2001)。综合评价是把筛选得到的指数或指标组合起来, 形成综合指数进行科学评价。根据管理需求及数据获取的便利性, 在评价一个特定区域时, 可以根据指标在该区域的代表性设置优先评价指标(陈兰兰, 2016)。本文采用加权模型进行生态系统完整

性和原真性综合评价, 评价结果易于印证和比较。

本研究分别使用自然生态系统完整性指数( $I_{IN}$ )和自然生态系统原真性指数( $I_{AU}$ )表示国家公园范围内的自然生态系统完整性和原真性情况。计算公式如下:

$$I_{IN} = \sum_{i \in [1,5]} I_i W_i \quad (19)$$

$$I_{AU} = \sum_{i \in [1,5]} P_i W_i \quad (20)$$

式中,  $I_{IN}$ 和 $I_{AU}$ 的范围介于0–100%;  $n$ 为选择的适用于评价某个国家公园的指标数;  $I_i$ 和 $P_i$ 分别为所选指标*i*的原真性和完整性评价价值;  $W_i$ 为所选指标*i*的权重,  $0 < W_i \leq 1$ , 选择指标的权重总和为1。权重的赋值通常采用专家打分法, 需要结合国家公园的类型、边界范围、主要保护对象和其他特征等, 对每个指标的权重进行独立赋值, 然后将其平均值作为各指标的权重。

### 1.4 评价结果等级划分

对评价结果进行等级划分是为了在保护目标层面上通过一个定性的概括来阐述实现目标成功与否。这种方式可以让管理者、决策者和一般公众理解实现这些目标的进展情况(Harwell et al, 1999), 便于与今后的保护成效进行对比。生态系统完整性等级划分较早出现在新欧盟法中(Woodley, 2010), 他们把生态系统完整性的现状划分成5个等级: 好、较好、适中、差、恶劣<sup>①</sup>。本研究采用黄金分割法(Zhang et al, 2014)将评价结果划分为4个级别, 并分别使用不同颜色指示。等级划分如下:

评价值为[85%, 100%]: 评价等级为“好”, 指示颜色为“深绿色”; 评价值为[60%, 85%): 评价等级为“较好”, 指示颜色为“浅绿色”; 评价值为[40%, 60%): 评价等级为“较差”, 指示颜色为“浅红色”; 评价值为[0, 40%): 评价等级为“差”, 指示颜色为“深红色”。

## 2 案例研究

### 2.1 研究区概况

钱江源国家公园体制试点(以下简称钱江源国家公园)是以森林生态系统为主的国家公园, 是中

<sup>①</sup> 齐新 (2010) 长白山地区生态完整性遥感评价研究. 硕士学位论文, 东北师范大学, 长春.

国第一批10个国家公园体制试点之一,位于浙江省西部(118°01′–118°37′ E, 28°54′–29°30′ N),面积约252 km<sup>2</sup>。该国家公园处于浙皖赣三省交界处,西部与江西婺源县森林鸟类自然保护区相邻、北部与安徽省休宁县岭南省级自然保护区相邻,由原钱江源国家级自然保护区和开化县林场以及中间的连接区域组成,范围涉及4个乡镇,包括19个行政村72个自然村。钱江源国家公园以保护森林生态系统为目标,属于中亚热带低海拔常绿阔叶林植被带,沿海拔梯度依次分布着中亚热带常绿阔叶林、常绿落叶阔叶混交林、针阔叶混交林、针叶林、亚高山湿地5种森林植被类型,植物区系成分以华东植物区系为主,兼具过渡带特征(余建平等, 2020)。

## 2.2 数据来源及处理

### 2.2.1 地理单元数据

根据中国自然保护综合地理区划(郭子良和崔国发, 2014),钱江源国家公园涉及白际山–清凉峰和怀玉山两个地理单元。

### 2.2.2 土地覆被数据

本研究用土地覆被数据来源于中国科学院地理科学与资源研究所2018年的30 m精度中国多时期土地利用/土地覆盖遥感监测数据(<http://www.resdc.cn>)。该数据将土地覆被分为耕地、林地、草地、水域、建设用地和未利用土地6个一级类和25个二级类。

### 2.2.3 景观分布数据

本文以中国2013年发射的高分1号(GF-1)卫星拍摄的高分辨率遥感影像作为数据源,根据研究区域的土地覆盖特征,选择2019年3月的高分辨率无云遥感图像(RS图像)(分辨率2 m,道路区域分辨率0.8 m)。基于ENVI 5.1对影像进行几何校正、全色锐化、裁剪等预处理,并进行监督分类,再对图斑进行随机抽样(抽样样本381个,抽样率20%)。然后结合Google Earth电子地图和实地调查样点对解译样本进行精度检验,解译图层与影像吻合程度,进行漏判误判检查,现状解译精度 > 95%,最小图斑面状地物为1,000 m<sup>2</sup>,满足本研究对精度的要求<sup>①</sup>。根据研究需要和土地覆盖特征将钱江源国家公园的景观分为24类,分别为:天然乔木林、灌木林地、

竹林地、其他林地、天然草地、苗圃地、茶园、坑塘、旱地、裸土地、高速公路、公路用地、桥梁、步道、城镇住宅用地、农村宅基地、独立房屋、在建住宅、水工建筑用地、沟渠、其他建筑用地、水库水面、河流水面、湖泊水面。

### 2.2.4 植被分布数据

本文所用植被分布数据为浙江省森林资源监测中心提供的2017年浙江省森林资源二类调查数据,从中提取出钱江源国家公园的植被数据;使用《中国植被及其地理格局:中华人民共和国植被图集(1:100万)》(张新时, 2007)计算保护区域完整性指数涉及到的群系及亚群系尺度植被数据。

### 2.2.5 物种生境数据

物种生境数据来源于《2018年古田山生物多样性调查报告》、相关的科学考察报告和公开发表的文献资料等。

## 2.3 钱江源国家公园生态系统完整性与原真性评价

### 2.3.1 自然生态系统完整性指标

(1)保护区完整性指数。钱江源国家公园涉及白际山–清凉峰和怀玉山两个自然保护综合地理小区,分别制作其群系及亚群系空间分布图(图1),根据地理单元的主要山脉特征,确定白际山–清凉峰和怀玉山的主峰为最小保护面积的推算中心点,半径5 km的区域为中心区,以每次增加5 km的半径向外构建递增区域(附录3)。根据递增区域的面积和群系及亚群系数数量制作散点图(图2)。由散点图可知,白际山–清凉峰地理单元从半径为90 km的递增区开始,群系及亚群系数数量保持稳定,不再随面积增加而增加,此时对应面积为3,415.61 km<sup>2</sup>,可确定为此该地理单元的最小保护面积。同样,怀玉山地理单元中半径为30 km的递增区面积为最小保护面积,对应面积为993.14 km<sup>2</sup>。根据保护区完整性指数的计算公式,钱江源国家公园的保护区域完整性指数为27.00%。

(2)保护性景观完整性指数。钱江源国家公园的景观类型分布图见图3。其中,面积最大的为天然乔木林,占国家公园总面积的78.37%,其次为茶园、旱地和灌木林地等。将钱江源国家公园中的天然乔木林、灌木林地、天然草地、竹林地、其他林地、裸土地、河流水面、湖泊水面和水库水面等归类为保护性景观类型,茶园、苗圃地、旱地、高速公路、公路用地、步道、桥梁、坑塘、沟渠、农村宅基地、

<sup>①</sup> 本研究的遥感影像解译及解译结果精度检验均委托二十一世纪空间科技股份有限公司完成

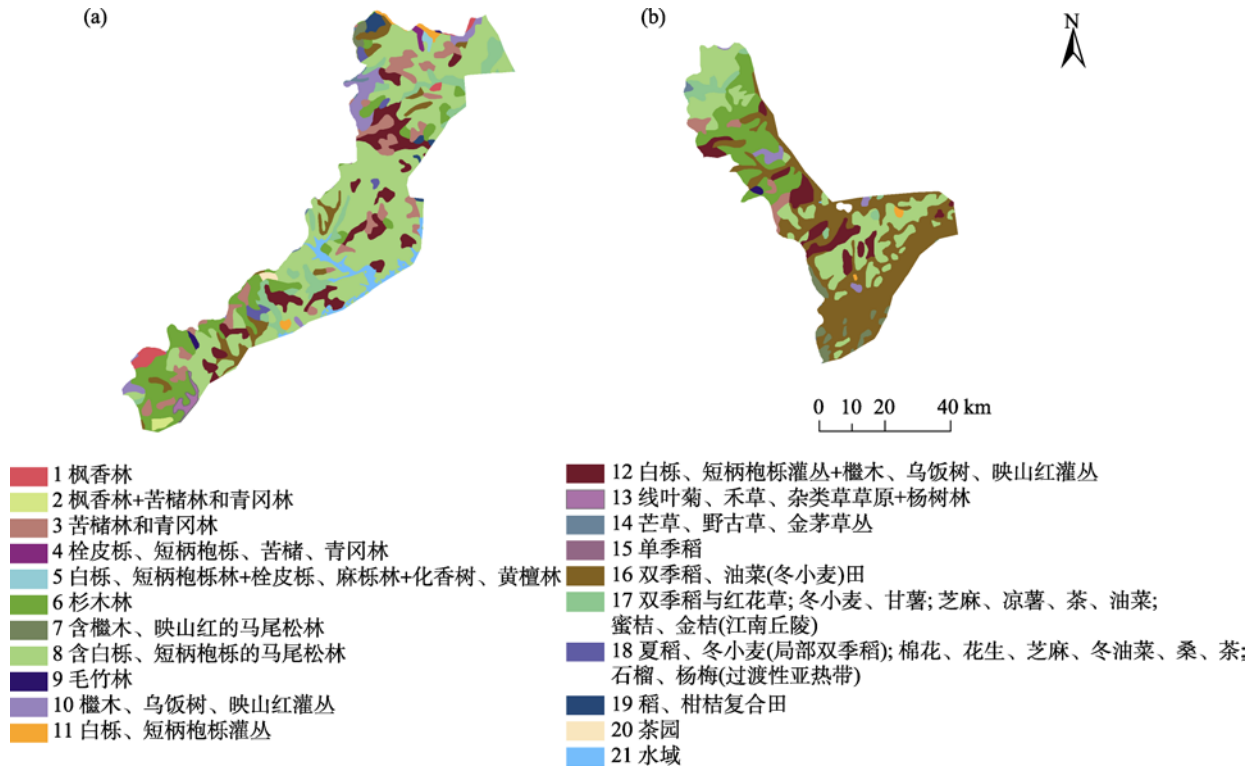


图1 白际山-清凉峰(a)和怀玉山(b)的群系及亚群系空间分布图

Fig. 1 Spatial distribution of formation and subformation in Baiji Mountains-Qingliang Mountains (a) and Huaiyu Mountains (b). 1, *Liquidambar formosana* forest; 2, *Liquidambar formosana* forest + *Castarcopsis sclerophylla* forest and *Cyclobalanopsis glauca* forest; 3, *Castarcopsis sclerophylla* forest and *Cyclobalanopsis glauca* forest; 4, *Quercus variabilis*, *Q. serrata* var. *brevipetiolata*, *Castarcopsis sclerophylla*, *Cyclobalanopsis glauca* forest; 5, *Quercus fabri*, *Q. serrata* var. *brevipetiolata* forest + *Q. variabilis*, *Q. acutissima* forest + *Platycarya strobilacea*, *Dalbergia hupehana* forest; 6, *Cunninghamia lanceolata* forest; 7, *Pinus massoniana* forest with *Loropetalum chinense*, *Rhododendron simsii*; 8, *Pinus massoniana* forest with *Quercus fabri*, *Q. serrata* var. *brevipetiolata*; 9, *Phyllostachys pubescens* forest; 10, *Loropetalum chinense*, *Vaccinium bracteatum*, *Rhododendron simsii* scrub; 11, *Quercus fabri*, *Q. serrata* var. *brevipetiolata* scrub; 12, *Quercus fabri*, *Q. serrata* var. *brevipetiolata* scrub + *Loropetalum chinense*, *Vaccinium bracteatum*, *Rhododendron simsii* scrub; 13, *Filifolium sibiricum*, grass-forb steppe + *Populus* spp. forest; 14, *Miscanthus sinensis*, *Arundinella hirta*, *Eulalia speciosa* community; 15, One crop rice; 16, Double-cropping rice, rapeseed (winter wheat); 17, Double-cropping rice and *Astragalus sinicus*; winter wheat, sweet potatoes; sesame, *Dioscorea alata*, tea, tea-oil tree; tangerine, kumquat; 18, Summer rice, winter wheat (double-cropping rice locally); cotton, peanut, sesame, winter rapeseed, mulberry, tea; pomegranate, red bayberry; 19, Rice, orange complex; 20, Tea garden; 21, Water body.

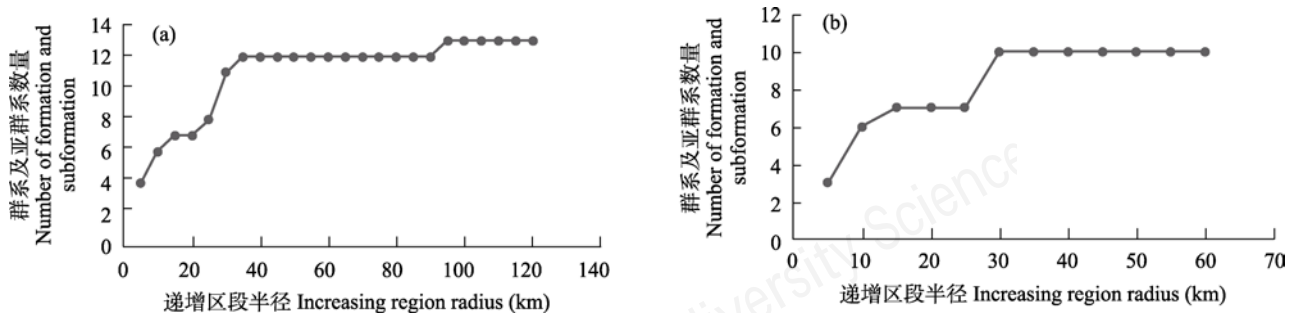


图2 白际山-清凉峰(a)和怀玉山(b)的群系及亚群系数量与面积关系图

Fig. 2 Schematic diagram of area increasing pattern of Baiji Mountains-Qingliang Mountains (a) and Huaiyu Mountains (b)

城镇住宅用地、独立房屋、在建住宅、水工建筑用地、其他建筑用地等归类为非保护性景观, 保护性景观与非保护性景观的分布见图4。结果表明, 保护

性景观面积占比为87.00%, 破碎化指数为0.51, 相对聚集度为0.69。最终, 保护性景观完整性指数的评价值为67.00%, 评价等级为较好。



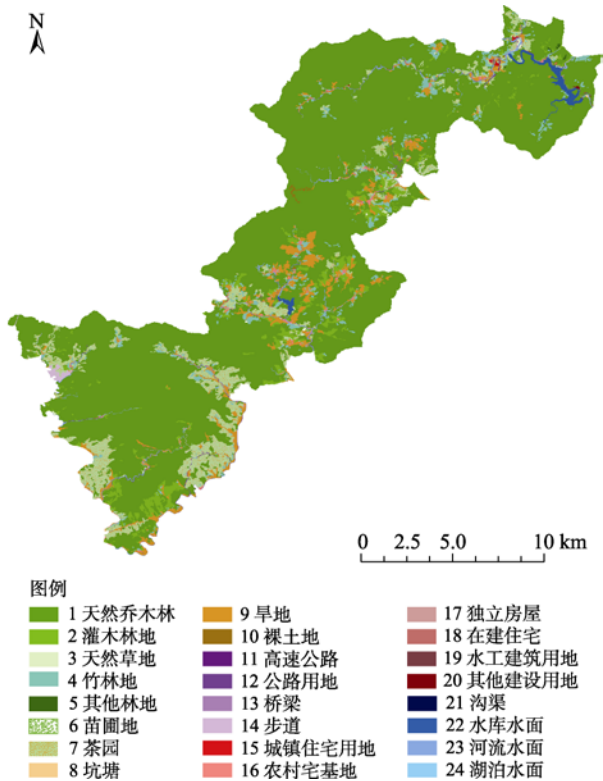


图3 钱江源国家公园体制试点景观类型分布图

Fig. 3 Distribution map of landscape types in Qianjiangyuan National Park system pilot. 1, Natural arboreal forest; 2, Shrubland; 3, Natural grassland; 4, Bamboo forest; 5, Other forest land; 6, Nursery land; 7, Tea plantation; 8, Pond; 9, Dry land; 10, Bare land; 11, Highway; 12, Road land; 13, Bridge; 14, Trail; 15, Urban residential land; 16, Rural residential land; 17, Detached house; 18, House under construction; 19, Land for hydraulic; 20, Other construction land; 21, Ditch; 22, Reservoir; 23, River; 24, Lake.

(3)保护性植被完整性指数。将非林地、苗圃地、采伐迹地、规划地、火迹地、竹林、茶园、耕地等划为非保护性植被，其余所有林地类型划为保护性植被(保护性与非保护性植被分布见图5)。结果表明，保护性植被破碎化指数为0.57，保护性植被边缘效应指数为1.24，保护性植被完整性指数计算结果为64.28%，评价等级为较好。

(4)旗舰种适宜生境完整性指数。在生境研究中，有移动连接功能的生物可以对生态系统的功能和结构产生重大影响，它们通常类似于关键物种的作用，通过连接区域来支持生态系统功能(Lundberg & Moberg, 2003)。食草动物可以影响水生和陆地环境中的植物物种组成、生物量、生产力 and 养分循环，鸟类、哺乳动物和食肉昆虫也是重要的营养过程连接体(Holling, 1988)，生态系统中的小型动物通常

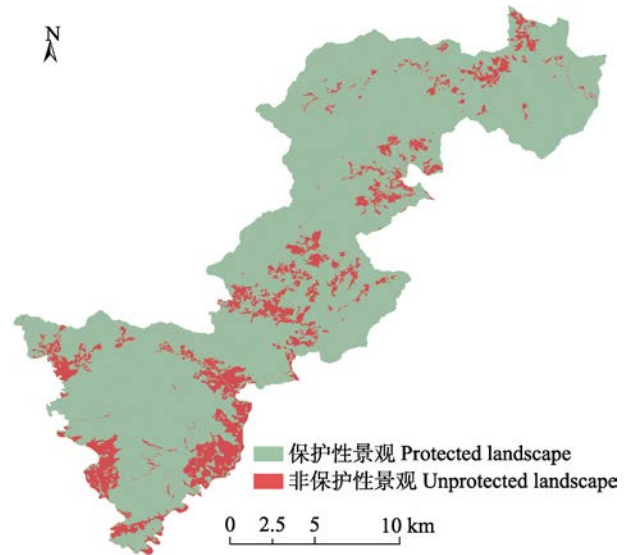


图4 钱江源国家公园体制试点保护性景观与非保护性景观分布图

Fig. 4 Distribution of protected and unprotected landscapes in Qianjiangyuan National Park system pilot

具有较小的活动范围和迁徙距离，对基础设施发展和栖息地破碎化更为敏感(Benítez-López, 2010)。

本研究选择钱江源国家公园中的白颈长尾雉(*Syrnaticus ellioti*)和黑麂(*Muntiacus crinifrons*)作为研究对象进行旗舰种的关键生境连通性分析。根据相关文献中白颈长尾雉和黑麂的生境特征，提取土地覆盖/植被类型、海拔和坡度符合生境条件的区域。白颈长尾雉的适宜生境(包括次适宜和一般适宜)植被类型为阔叶林、针叶林、混交林、竹林、灌木林和农田，海拔为200–1,900 m，坡度 $\leq 50^\circ$ ，距离公路 $> 700$  m，距离居民点 $> 700$  m；黑麂适宜生境的植被类型为阔叶林、针阔混交林、针叶林和灌木林，海拔 $\geq 600$  m，坡度 $\leq 45^\circ$ ，距离公路 $\geq 50$  m，距离居民点 $\geq 200$  m(丁平和诸葛阳, 1989; 王岐山, 1990; 温得启, 1993; 石建斌和郑光美, 1997; 郑祥等, 2006; 张刚, 2018<sup>①</sup>)。满足以上生境特征的区域如图6。利用conefor 2.6计算生境斑块的连通概率(PC)，计算中考虑不同扩散距离(白颈长尾雉 = 3 km，黑麂 = 5 km)(李炳华, 1985; 王岐山, 1990; 温得启, 1993; 石建斌和郑光美, 1997; 彭岩波和丁平, 2005; 张刚, 2018<sup>①</sup>)。钱江源国家公园的关键生境连接据旗舰种的适宜生境斑块数量、面积和连通性，旗

① 张刚 (2018) 白颈长尾雉(*Syrnaticus ellioti*)回归自然的扩散与生境选择研究。硕士学位论文, 广西师范大学, 桂林。

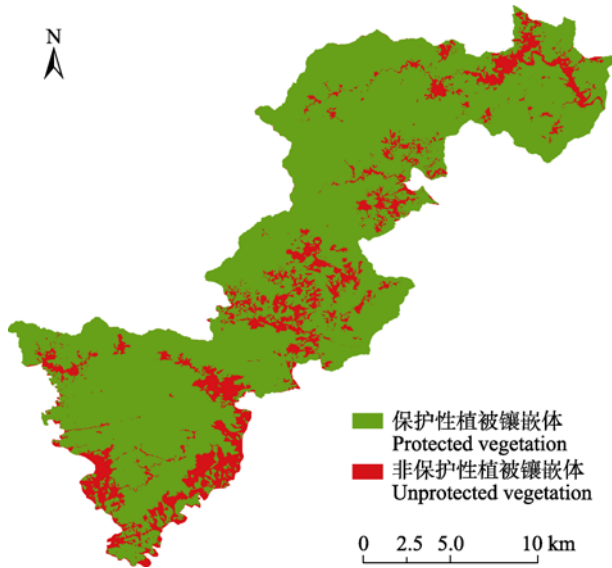


图5 保护性与非保护性植被镶嵌体分布图

Fig. 5 The distribution of mosaic of protected and unprotected vegetation

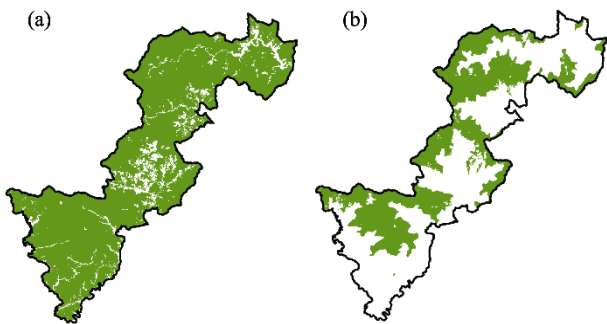


图6 白颈长尾雉(a)和黑麂(b)适宜生境分布图

Fig. 6 Suitable habitat distribution for elliot's pheasant (a) and black muntjac (b)

舰种适宜生境完整性指数的计算结果为53.04%，评价等级为较差。

(5)主要食物链完整性指数。由于云豹(*Neofelis nebulosa*)和豹(*Panthera pardus*)近20年内没有报道,无法确定钱江源国家公园范围内是否存在豹、云豹等顶级食肉动物及其种群数量,本文中的案例研究暂不纳入该指标。

### 2.3.2 自然生态系统原真性指标

(1)自然景观占比。钱江源国家公园自然景观占比计算结果为86.09%，评价等级为好。

(2)天然植被占比。钱江源国家公园的天然植被占比计算结果为90.20%，评价等级为好。

(3)顶极群落占比。钱江源国家公园的地带性顶

极植被包括天然常绿阔叶林,地形顶极植被包括黄山松(*Pinus taiwanensis*)、杉木(*Cunninghamia lanceolata*)、马尾松(*Pinus massoniana*)等天然针叶林。根据2018年《古田山生物多样性调查报告》的研究结果,从区内各植被型组的优势树种径级结构来看,常绿落叶阔叶混交林、常绿阔叶林以及油茶(*Camellia oleifera*)林的主要种群如紫楠(*Phoebe sheareri*)、甜槠(*Castanopsis eyrei*)、木荷(*Schima superba*)、青冈(*Cyclobalanopsis glauca*)、櫟木(*Loropetalum chinense*)和格药枥(*Eurya muricata*)等处于增长或稳定阶段;针叶林、针阔叶混交林以及杉木林的主要种群如马尾松、黄山松和杉木大部分已进入衰退阶段。这说明古田山地区的针叶成分正逐渐被阔叶成分所取代,反映了古田山作为常绿阔叶林保护地的重要价值。本研究区域中顶极群落占比计算结果为86.66%,评价等级为好。

(4)旗舰种适宜生境原真性指数。钱江源国家公园旗舰种适宜生境原真性指数为92.37%,评价等级为好。

(5)主要食物链的原真性指数。本研究根据是否有顶级捕食者、次顶级捕食者来判断主要食物链在营养结构上的完整性。根据《钱江源国家公园体制试点区总体规划(2016–2025)》中对于该区域野生动物的描述,该区域内有云豹和豹等物种的记录,为该区域内的顶级食肉动物。但陈声文等(2016)于2014年5月至2015年4月采用红外相机技术系统地调查了浙江古田山国家级自然保护区(现钱江源国家公园中的主要组成部分)内大中型地栖兽类和鸟类的多样性组成。仅记录到7种食肉目兽类,与历史记录相比缺失13种,分别为狼(*Canis lupus*)、赤狐(*Vulpes vulpes*)、貉(*Nyctereutes procyonoides*)、豺(*Cuon alpinus*)、云豹、豹、青鼬(*Martes flavigula*)、黄鼬(*Mustela sibirica*)、狗獾(*Meles leucurus*)、水獭(*Lutra lutra*)、大灵猫(*Viverra zibetha*)、小灵猫(*Viverricula indica*)、金猫(*Catopuma temminckii*)。在过去10年里也未曾在古田山保护区内发现过这13种食肉目动物的活动痕迹。追溯至20世纪90年代仍有云豹捕食家畜被猎杀的记录,但其后再未有这些大中型食肉动物存在与活动的确切报道和证据。由于钱江源国家公园内存在黑熊(*Ursus thibetanus*)、豹猫(*Prionailurus bengalensis*)等次顶级食肉动物,根据2014–2015年古田山国家级自然保护区的红外

相机调查记录,其最高营养级为4级,主要食物链完整性指数计算结果为80.00%,评价等级为较好。

### 2.3.3 钱江源国家公园自然生态系统完整性指数

本研究采用平均权重计算钱江源国家公园生态系统完整性指数,结果为52.83%,评价等级为较差。其中,保护区域完整性指数的评价结果是差,保护性景观完整性指数和保护性植被完整性指数的评价结果是较好,旗舰种适宜生境完整性指数和旗舰种的关键生境连通性指数的评价结果是一般,主要食物链完整性指数因数据缺乏而未进行评价。

### 2.3.4 钱江源国家公园自然生态系统原真性指数

本研究采用平均权重计算钱江源国家公园生态系统原真性指数,结果为87.06%,评价等级为好。其中,自然景观占比、天然植被占比、顶极群落占比和旗舰种适宜生境原真性指数的评价结果均为好,主要食物链原真性指数的评价结果是好。

钱江源国家公园自然生态系统完整性和原真性各项评价指标的评价价值和评价等级见附录4。

## 3 讨论

### 3.1 以地理单元为单位进行整体保护

钱江源国家公园的范围主要位于白际山—清凉峰四级自然保护地理单元,该地区属于白际山脉,地质地貌特征明显,具有科学展示价值的有重力坡地貌、花岗岩山体以及各种类型的断层、河流阶地、峡谷等地质地貌景观。但其在四级地理单元和白际山脉的比例很小,仅3.89%,若通过往西北方向和东北方向扩大范围边界至浙江省淳安县、安徽省休宁县和江西省婺源县等,或者与该地理单元内的其他自然保护地建立一个保护地网络,将国家公园嵌套在一个更大的、可持续管理的单元中,可更全面地囊括该区域的典型地貌。另外,国家公园内部的生境斑块可能和外部的生境斑块相连组成大的生境,因此本研究对钱江源国家公园所在生境的自然生态系统完整性评价可能会被低估。

### 3.2 根据关键生境分布优化功能分区

钱江源国家公园范围内的干扰性景观主要分布在东北部、西南部边缘及中部区域。东北部及西南部边缘的干扰性景观以种植的茶园为主,中部区域的干扰性景观以旱地为主,所有非保护性景观中,茶园面积最大,其次是旱地。在钱江源国家公园的

功能区划中,非保护性景观的总面积有6.39%位于核心保护区,67.09%位于生态保育区,11.78%位于游憩展示区中,14.74%位于传统利用区中,在占地面积最大的茶园和旱地等区域进行适当的植被修复工作有助于增加钱江源国家公园的内部连通性。

### 3.3 增加对生境连通性和移动连接物种的关注

相关研究表明,保护工作需要更大程度上关注移动连接物种,其生境连通性在促进生态系统复原力和生态系统功能方面起到关键作用(Lundberg & Moberg, 2003)。根据钱江源国家公园的案例研究结果来看,东北部和中部的道路是影响其生境连通性的主要原因之一。生态保育区是该国家公园范围内面积分布最广的区域,该国家公园的核心保护区分为3块,分别位于北部与南部,核心保护区之间的连通依赖于生态保育区的良好保护。因此,在生态保育区建设生境廊道串联起大面积关键斑块有助于提升国家公园的整体连通性。当生态系统恢复力作为生态系统完整性的目标之一时,应更明确地考虑移动连接物种的作用,以确定哪些物种起到移动连接的作用及它们对生态系统的影响。

### 3.4 加强食物链的监测与研究

近年来的研究表明,无论是在区域还是全球尺度上,大中型食肉动物的种群都在快速下降,分布范围急剧缩小,面临灭绝的风险,甚至部分地区已局域性灭绝。浙江省境内已近20年无大型猫科动物(如华南虎*Panthera tigris amoyensis*、云豹)或犬科动物(如豺)的报道(章书声等, 2017)。大型食肉动物的存在是营养循环强烈和可用面积大的证据(Dellinger et al, 2013),我国大多数自然保护地一直在进行科学全面的生物多样性调查,但对于区域内的顶级食肉动物的营养关系、食物链或食物网的研究却较少,因此在进行食物链完整性和原真性评价时缺乏必要的信息,这也意味着营养结构的重要性在生态系统研究中被低估。Bocking (1994)认为,生态分析的核心是营养水平而不是物种,将生态系统的复杂性降低到能量流中,将有助于发现一般的生态系统原理。增加该领域的研究可为今后研究生态系统完整性与原真性提供科学依据。

### 3.5 对生态系统完整性与原真性进行持续性评价

生态系统完整性和原真性研究的最终目标是生态系统的可持续性,我们对维持生态系统完整性和原真性因素的认识还不完善主要是因为自然系



统的内在复杂性。即使没有人类活动的影响,生态系统的结构和功能在不同的时空尺度上也表现出高度的可变性(de Leo & Levin, 1997)。如果持续对生态系统完整性和原真性进行评价,了解生态系统当前和过去状态及其随时间的变化趋势,就可以更准确地分析生态系统完整性和原真性的变化是否在正常范围内,以便为未来的生态系统管理和成效评估提供依据。

### 3.6 本评价方法的优点和局限性

在已经提出的生态系统完整性和原真性评价方法中,基于生物完整性指数(index of biotic integrity, IBI)的评价方法被普遍接受,然而IBI的应用和测试局限于水生生态系统(Andreasen et al, 2001)。基于IBI开发的陆地生态系统评估方法中,需要大量的实地采集和实验分析数据为基础,这使得生态系统的连续监测和快速评估难以实现。随着遥感技术的发展,提出了许多基于陆地景观的生态系统评价指标,使用景观指标的优点是数据可以从经过处理的高分辨率卫星遥感影像中获取,数据精度高且成本低廉。然而,生态系统本质上是复杂的,由许多相互作用的生物和物理环境组成,没有一个单一的指标可以很好地衡量一个地区的生态系统状态(Andreasen et al, 2001)。现有生态系统评价指标中的另一个问题是,指标的评价结果不能很好地与政策保护目标以及与管理问题相对应,并向管理和决策机构以及公众描述结果,以可理解的方式解释和呈现总体指数或一套指标(Fore et al, 1996)。本研究使用多指标对生态系统的完整性和原真性进行量化评价,可更全面地反映生态系统的结构和过程(代云川等, 2019)。在指标的选取上,选择了能反映生态系统结构和功能并对应管理目标的指标,对评价结果进行等级划分,可直观地反映生态系统的状态,便于制定后续的管理措施。在指标的数据获取上,景观相关指标使用了遥感数据;物种相关指标主要使用相关文献数据,在评价区域具备红外相机数据基础的条件下,也可结合比较成熟的物种分布模型进行分析;植被相关数据使用我国应用较成熟的全国统一连续调查数据。本研究提出的生态系统完整性和原真性评价方法既可用于评估特定区域的状况,也可用于持续监测。在数据来源一致的情况下,可以进行评价区域在时间尺度和空间尺度上的纵横向比较,用于分析

生态系统的状态和趋势。

在陆地自然生态系统评价中,待评价的地表景观往往是由多种生态系统复杂镶嵌形成的异质性景观,这就限制了常规生态系统评价方法的应用(孟广涛等, 2007)。如何从比较宏观的角度来研究和评价一个由多种生态系统镶嵌而成的景观系统的生态系统状况,仍是一个比较新的课题(刘琼玉等, 2019)。本研究针对陆地生态系统的这种特征,利用保护性景观镶嵌体、保护性植被镶嵌体等进行分析评价,使评价的区域不局限于某一种特定类型的生态系统。根据作者目前已进行的实地评价测试结果,该评价方法可以用于各种类型的陆地自然保护地、地理单元和省域尺度的评价,但仍需要继续研究各指标间的统计特性,以及更系统的测试来评估该方法在不同尺度和指标选取上的局限性和适用性。

由于生态系统的复杂性,对其进行量化评价是困难的,但管理和政策决策迫切需要关于生态系统状况和趋势的信息。随着今后生态系统完整性和原真性的概念不断得到完善,该评价方法作为一个探索性的基础,也应保持灵活性,不断进行完善。

### ORCID

彭杨靖  <https://orcid.org/0000-0002-6977-3584>

### 参考文献

- Andreasen JK, O'Neill RV, Noss R, Slosser NC (2001) Considerations for the development of a terrestrial index of ecological integrity. *Ecological Indicators*, 1, 21–35.
- Basnet D, Kandel P, Chettri N, Yang YP, Lodhi MS, Htun NZ, Uddin K, Sharma E, Koblmüller S (2019) Biodiversity research trends and gaps from the confluence of three global biodiversity hotspots in the Far-Eastern Himalaya. *International Journal of Ecology*, 2019, 1323419.
- Benítez-López A, Alkemade R, Verweij PA (2010) The impacts of roads and other infrastructure on mammal and bird populations: A meta-analysis. *Biological Conservation*, 143, 1307–1316.
- Bocking S (1994) Visions of nature and society: A history of the ecosystem concept. *Alternatives: Perspectives on Society & Environment*, 20(3), 12–18.
- Bonnicksen TM, Stone EC (1985) Restoring naturalness to national parks. *Environmental Management*, 9, 479–485.
- Chen LL (2016) Ideas and proposals for conducting ecosystem integrity measurement and evaluation in the planning area of Fujian Province. *Chemical Engineering & Equipment*, (5), 290–293. (in Chinese) [陈兰兰 (2016) 开展福建省规划区生态系统完整性测量与评价的思路与方案研究. *化学工程与装备*, (5), 290–293.]

- Chen SW, Yu JP, Chen XN, Shen XL, Li S, Ma KP (2016) Camera-trapping survey on the diversity of mammal and pheasant species in Gutianshan National Nature Reserve, Zhejiang Province. *Acta Theriologica Sinica*, 36, 292–301. (in Chinese with English abstract) [陈声文, 余建平, 陈小南, 申小莉, 李晟, 马克平 (2016) 利用红外相机网络调查古田山自然保护区的兽类及雉类多样性. *兽类学报*, 36, 292–301.]
- Cui GF, Guo ZL, Wang QC, Xing SH, Zhang JL (2018) Key technologies for the construction and management of nature reserve. China Forestry Publishing House, Beijing. (in Chinese) [崔国发, 郭子良, 王清春, 邢韶华, 张建亮 (2018) 自然保护区建设和管理关键技术. 中国林业出版社, 北京.]
- Dai YC, Xue YD, Zhang YY, Li DQ (2019) Summary comments on assessment methods of ecosystem integrity for national parks. *Biodiversity Science*, 27, 104–113. (in Chinese with English abstract) [代云川, 薛亚东, 张云毅, 李迪强 (2019) 国家公园生态系统完整性评价研究进展. *生物多样性*, 27, 104–113.]
- de Leo GA, Levin S (1997) The multifaceted aspects of ecosystem integrity. *Conservation Ecology*, 1, 1–16.
- Dellinger JA, Proctor C, Steury TD, Kelly MJ, Vaughan MR (2013) Habitat selection of a large carnivore, the red wolf, in a human-altered landscape. *Biological Conservation*, 157, 324–330.
- Ding P, Zhuge Y (1989) Elliot's Pheasant. *Chinese Journal of Zoology*, 24, 39–42. (in Chinese) [丁平, 诸葛阳 (1989) 白颈长尾雉. *动物学杂志*, 24, 39–42.]
- Ellis EC, Klein GK, Siebert S, Lightman D, Ramankutty N (2010) Anthropogenic transformation of the biomes, 1700 to 2000. *Global Ecology & Biogeography*, 19, 589–606.
- Fluker S (2010) Ecological integrity and Canada's national parks: The false promise of the law. *Windsor Review of Legal and Social Issues*, 29, 89–99.
- Fore LS, Karr JR, Wisseman RW (1996) Assessing invertebrate responses to human activities: Evaluating alternative approaches. *Journal of the North American Benthological Society*, 15, 212–231.
- Guo ZL, Cui GF (2014) The comprehensive geographical regionalization of China supporting natural conservation. *Acta Ecologica Sinica*, 34, 1284–1294. (in Chinese with English abstract) [郭子良, 崔国发 (2014) 中国自然保护综合地理区划. *生态学报*, 34, 1284–1294.]
- Harwell MA, Myers V, Young T, Bartuska A, Gassman N, Gentile JH, Harwell CC, Appelbaum S, Barko J, Causey B, Johnson C, McLean A, Smola R, Templet P, Tosini S (1999) A framework for an ecosystem integrity report card. *BioScience*, 49, 543–556.
- He SY, Su Y (2019) Authenticity, integrity, connectivity and coordination—conceptual analysis and practical significance for the establishment of the national park system. *Environmental Protection*, 47(Z1), 28–34. (in Chinese) [何思源, 苏杨 (2019) 原真性、完整性、连通性、协调性概念在中国国家公园建设中的体现. *环境保护*, 47(Z1), 28–34.]
- Holling CS (1988) Temperate forest insect outbreaks, tropical deforestation and migratory birds. *Memoirs of the Entomological Society of Canada*, 120, 21–32.
- Huang BR, Ouyang ZY, Zheng H, Wang XK, Miao H (2006) Connotation of ecological integrity and its assessment methods: A review. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 17, 2196–2202. (in Chinese with English abstract) [黄宝荣, 欧阳志云, 郑华, 王效科, 苗鸿 (2006) 生态系统完整性内涵及评价方法研究综述. *应用生态学报*, 17, 2196–2202.]
- Kandziora M, Burkhard B, Müller F (2013) Interactions of ecosystem properties, ecosystem integrity and ecosystem service indicators—A theoretical matrix exercise. *Ecological Indicators*, 28, 54–78.
- Karr JR, Dudley DR (1981) Ecological perspective on water quality goals. *Environmental Management*, 5, 55–68.
- Li BH (1985) *Syrnaticus ellioti* in southern Anhui. *Chinese Journal of Wildlife*, 10(5), 18–20. (in Chinese with English abstract) [李炳华 (1985) 皖南的白颈长尾雉. *野生动物*, 10(5), 18–20.]
- Liu QY, Cheng QG, Wei JB, Gu GH (2019) Dynamic evaluation of ecosystem integrity in Greater Khingan Range area, China. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 30, 3119–3125. (in Chinese with English abstract) [刘琼玉, 程全国, 魏建兵, 顾广贺 (2019) 大兴安岭地区生态系统完整性动态评价. *应用生态学报*, 30, 3119–3125.]
- Locke H, Ellis EC, Venter O, Schuster R, Ma KP, Shen XL, Woodley S, Kingston N, Bhola N, Strassburg BBN, Paulsch A, Williams B, Watson JEM (2019) Three global conditions for biodiversity conservation and sustainable use: An implementation framework. *National Science Review*, 6, 1080–1082.
- Lundberg J, Moberg F (2003) Mobile link organisms and ecosystem functioning: Implications for ecosystem resilience and management. *Ecosystems*, 6, 87–98.
- Ma KP (2014) Nature conservation is the first priority for a national park. *Biodiversity Science*, 22, 415–417. (in Chinese) [马克平 (2014) 国家公园首先是自然保护基地. *生物多样性*, 22, 415–417.]
- Meng GT, Luo J, Wang HB, Li LY (2007) Application of landscape ecology theory in the restoration of degraded forest ecosystems. *Journal of Fujian Forestry Science and Technology*, 34, 153–157. (in Chinese with English abstract) [孟广涛, 罗洁, 王宏镛, 李凌宜 (2007) 景观生态学原理在退化森林生态系统恢复中的应用. *福建林业科技*, 34, 153–157.]
- Müller F, Hoffmann-Kroll R, Wiggering H (2000) Indicating ecosystem integrity—Theoretical concepts and environmental requirements. *Ecological Modelling*, 130, 13–23.
- Murtaugh PA (1996) The statistical evaluation of ecological indicators. *Ecological Applications*, 6, 132–139.
- Noon BR (2002) The state of the nation's ecosystems: The integrity of US ecosystems. Cambridge University Press,

- Cambridge.
- Paul MM, Susan MG (2001) Assessing ecosystem integrity of restored prairie wetlands from species production–diversity relationships. *Hydrobiologia*, 443, 177–185.
- Peng YB, Ding P (2005) Factors affecting movement of spring dispersal of Elliot's pheasants. *Zoological Research*, 26, 373–378. (in Chinese with English abstract) [彭岩波, 丁平 (2005) 白颈长尾雉春季扩散活动的影响因子. *动物学研究*, 26, 373–378.]
- Ripple WJ, Estes JA, Beschta RL, Wilmers CC, Ritchie EG, Hebblewhite M, Berger J, Elmhagen B, Letnic M, Nelson MP, Schmitz OJ, Smith DW, Wallach AD, Wirsing AJ (2014) Status and ecological effects of the world's largest carnivores. *Science*, 343, 1241484.
- Shao H, Zhang GX (2016) Ecological integrity evaluation concepts and applications. *Environmental Protection and Circular Economy*, 36(10), 44–48. (in Chinese with English abstract) [邵红, 张广兴 (2016) 生态完整性评价概念及应用. *环境保护与循环经济*, 36(10), 44–48.]
- Shi JB, Zheng GM (1997) The seasonal changes of habitats of Elliot's pheasant. *Zoological Research*, 18, 275–283. (in Chinese with English abstract) [石建斌, 郑光美 (1997) 白颈长尾雉栖息地的季节变化. *动物学研究*, 18, 275–283.]
- Turner K, Beazley K (2004) An exploration of issues and values inherent in the concept of ecological integrity. *Environments*, 32, 43–64.
- Wang QS (1990) *Anhui chronicles of the animals*. Anhui Science & Technology Publishing House, Hefei. (in Chinese) [王岐山 (1990) *安徽兽类志*. 安徽科学技术出版社, 合肥.]
- Wei Y, Lei GC (2019) From biocenosis to ecosystem: The theory trend of conserving ecosystem integrity in national parks. *Journal of Natural Resources*, 34, 1820–1832. (in Chinese with English abstract) [魏钰, 雷光春 (2019) 从生物群落到生态系统综合保护: 国家公园生态系统完整性保护的理論演变. *自然资源学报*, 34, 1820–1832.]
- Wen DQ (1993) Recommending the Deer in China. *Acta Theriologica Sinica*, 13, 197. (in Chinese with English abstract) [温得启 (1993) 介绍《中国鹿类动物》. *兽类学报*, 13, 197.]
- Woodley S (2010) Ecological integrity and Canada's national parks. *The George Wright Forum*, 27, 151–160.
- Yu JP, Yi XX, Yu SH, Xu YM, Mi XC, Ren HB (2020) Analysis on ecological integrity of Qianjiangyuan National Park based on landscape pattern index. *Journal of Zhejiang Forestry Science and Technology*, 40(4), 30–36. (in Chinese with English abstract) [余建平, 伊晓霞, 余顺海, 徐谊明, 米湘成, 任海保 (2020) 基于景观格局指数的钱江源国家公园生态系统完整性评价分析. *浙江林业科技*, 40(4), 30–36.]
- Zhang JL, Liu FZ, Cui GF (2014) The efficacy of landscape-level conservation in Changbai Mountains Biosphere Reserve, China. *PLoS ONE*, 9, e95081.
- Zhang SS, Li JQ, Zheng EZ, Wu YG, Liu JL, Chen XN, Xu AC (2017) *Prionailurus bengalensis* captured by infrared camera in some national natural reserves and park of Zhejiang. *Journal of Zhejiang Forestry Science and Technology*, 37(4), 12–17. (in Chinese with English abstract) [章书声, 李佳琦, 郑而重, 吴友贵, 刘菊莲, 陈小南, 徐爱春 (2017) 基于红外相机技术监测浙江省自然保护区豹猫生存状况. *浙江林业科技*, 37(4), 12–17.]
- Zhang XS (2007) *Vegetation of China and its geographic pattern: Illustration of the vegetation map of the People's Republic of China (1: 1000000)*. Geological Publishing House, Beijing. (in Chinese) [张新时 (2007) *中国植被及其地理格局: 中华人民共和国植被图集(1:100万)*. 地质出版社, 北京.]
- Zheng X, Bao YX, Ge BM, Zheng RQ (2006) Seasonal changes in habitat use of black muntjac (*muntiacus crinifrons*) in Zhejiang. *Acta Theriologica Sinica*, 26, 201–205. (in Chinese with English abstract) [郑祥, 鲍毅新, 葛宝明, 郑荣泉 (2006) 黑麂栖息地利用的季节变化. *兽类学报*, 26, 201–205.]

(责任编辑: 米湘成 责任编辑: 黄祥忠)

## 附录 Supplementary Material

### 附录1 国家公园陆地自然生态系统完整性与原真性评价指标

Appendix 1 Evaluation index of integrity and authenticity of terrestrial natural ecosystem in national parks  
<http://www.biodiversity-science.net/fileup/PDF/2021263-1.pdf>

### 附录2 国家公园基于遥感影像的景观类型编码与说明表

Appendix 2 Coding and description of landscape types of national parks based on remote sensing images  
<http://www.biodiversity-science.net/fileup/PDF/2021263-2.pdf>

### 附录3 白际山–清凉峰(a)和怀玉山(b)的面积递增方式示意图

Appendix 3 Schematic diagram of area increasing pattern of Baiji Mountains-Qingliang Mountains (a) and Huaiyu Mountains (b)  
<http://www.biodiversity-science.net/fileup/PDF/2021263-3.pdf>

### 附录4 钱江源国家公园体制试点自然生态系统完整性和原真性评价结果汇总

Appendix 4 Integrity and authenticity evaluation results of natural ecosystem in Qianjiangyuan National Park system pilot  
<http://www.biodiversity-science.net/fileup/PDF/2021263-4.pdf>



彭杨靖, 黄治昊, 林乐乐, 王锐锋, 崔国发 (2021) 国家公园陆地自然生态系统完整性与原真性评价方法探索: 以钱江源国家公园体制试点为例. 生物多样性, 29, 1295–1307. <https://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2021263>

### 附录1 国家公园陆地自然生态系统完整性与原真性评价指标

#### Appendix 1 Evaluation index of integrity and authenticity of terrestrial natural ecosystem in national parks

评价内容 Content of evaluation	评价指标 Evaluation indicators	符号 Symbols	指标含义 Indicator Meaning
自然生态系统完整性	1 保护区完整性指数	$I_1$	研究区域与各四级自然保护综合地理区划单元的最小保护面积的比例
	2 保护性景观完整性指数	$I_2$	用保护性景观镶嵌体的面积占比、破碎化指数和相对聚集度指数, 综合反映保护性景观的总体完整程度
	3 保护性植被完整性指数	$I_3$	用保护性植被镶嵌体的面积占比、破碎化指数及边缘效应指数综合反映保护性植被的总体完整程度
	4 旗舰种适宜生境完整性指数	$I_4$	用旗舰种适宜生境斑块的数量、面积和连通性综合反映旗舰种适宜生境完整程度
	5 主要食物链完整性指数	$I_5$	主要食物链中顶级食肉动物与主要捕食对象之间的生物量关系与“百分之十定律”的偏离程度
自然生态系统原真性	1 自然景观占比	$P_1$	自然景观的面积占国家公园总面积的比例
	2 天然植被占比	$P_2$	天然植被的面积占国家公园内植被覆盖总面积的比例
	3 顶级群落占比	$P_3$	顶极植物群落的面积占国家公园内植被覆盖总面积的比例
	4 旗舰种适宜生境原真性指数	$P_4$	旗舰种的各适宜生境斑块中自然生境面积所占比例
	5 主要食物链原真性指数	$P_5$	根据营养级来描绘主要食物链的长度, 分析主要食物链在营养结构上的原真性

彭杨靖, 黄治昊, 林乐乐, 王锐锋, 崔国发 (2021) 国家公园陆地自然生态系统完整性与原真性评价方法探索: 以钱江源国家公园体制试点为例. 生物多样性, 29, 1295–1307. <https://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2021263>

## 附录2 国家公园基于遥感影像的景观类型编码与说明表

### Appendix 2 Coding and description of landscape types of national parks based on remote sensing images

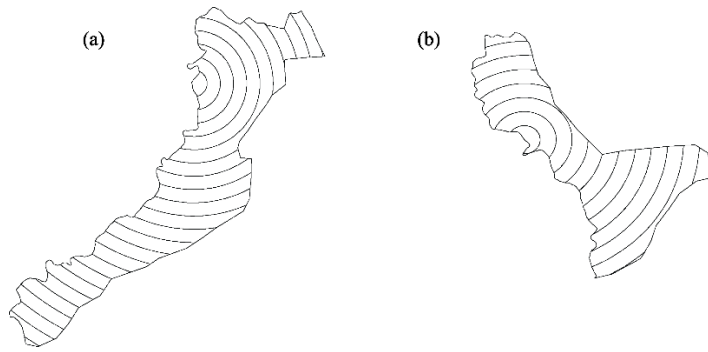
一级类		二级类		说明
编码	名称	编码	名称	
01	耕地	0101	水田	指用于种植水稻、莲藕等水生农作物的耕地。包括实行水生、旱生农作物轮种的耕地
		0102	旱地	指无灌溉设施, 主要靠天然降水种植旱生农作物的耕地, 包括没有灌溉设施, 仅靠引洪淤灌的耕地和菜地
		0103	农用设施用地	进行工厂化作物栽培或水产养殖的生产设施用地
02	园地	0201	果园	指种植果树的园地, 不包括经济林地
		0202	茶园	指种植茶树的园地
		0203	其他园地	指种植桑树、药材等其他多年生作物的园地
03	林地	0301	天然乔木林	指乔木郁闭度 $\geq 0.2$ 的天然林地, 不包括森林沼泽
		0302	人工乔木林	指乔木郁闭度 $\geq 0.2$ 的人工林地, 不包括森林沼泽
		0303	竹林地	指生长竹类植物, 郁闭度 $\geq 0.2$ 的林地
		0304	灌木林地	指灌木覆盖度 $\geq 40\%$ 的林地, 不包括灌丛沼泽
		0305	苗圃地	指林木育苗地
		0306	其他林地	包括疏林地(树木郁闭度 $\geq 0.1$ , $< 0.2$ 的林地)、未成林地等林地
04	草地	0401	天然草地	天然草地
		0402	人工草地	包括人工培植用于牧业的草地、城镇绿化草地和公园草地等
05	水域和湿地	0501	河流水面	指天然形成或人工开挖河流常水位岸线之间的水面, 不包括被堤坝拦截后形成的水库区段水面
		0502	湖泊水面	指天然形成的积水区常水位岸线所围成的水面
		0503	滩地	水体周边的沙滩泥滩等
		0504	沼泽地	指经常积水或渍水, 一般生长湿生植物的土地。
		0505	水库水面	指人工拦截汇集而成的总设计库容 $\geq 10$ 万 $\text{m}^3$ 的水库正常蓄水位岸线所围成的水面
		0506	坑塘	包括农业坑塘和水产养殖坑塘
06	裸地	0601	裸土地	指表层为土质, 基本无植被覆盖的土地
		0602	沙地	指表层为沙覆盖, 基本无植被的土地。不包括滩涂中的沙地
		0603	裸岩石砾地	指表层为岩石或石砾, 其覆盖面积 $\geq 70\%$ 的土地
07	工矿仓储用地	0701	工业和仓储用地	指工业生产、产品加工制造、机械和设备修理及直接为工业生产等服务的附属设施用地, 和用于物资储备、中转的场所以地, 包括物流仓储设施、配送中心、运转中心等
		0702	采矿用地	指采矿、采石、采砂(沙)场, 砖瓦窑等地面生产用地, 排土(石)及尾矿堆放地
		0703	盐田	指用于生产盐的土地, 包括晒盐场所、盐池及附属设施用地
		0704	在建工地	在建工地, 不包括在建住宅
08	住宅用地	0801	城镇住宅用地	指城镇用于生活居住的各类房屋用地及其附属设施用地
		0802	农村宅基地	指农村用于生活居住的宅基地
		0803	独立房屋	指远离城镇、村屯人口聚集地的用于居住、科研监测或特殊用途的独立的房屋用地(独立的小房屋, 附近没有大面积其他房屋)
		0804	在建住宅	在建住宅
09	交通运输用地	0901	铁路用地	指用于铁道线路及场站的用地。包括征地范围内的路堤、路堑、道沟、桥梁、林木等用地
		0902	高速公路	路面上有4个以上的车道, 中间设置分隔带, 采用沥青混凝土或水泥混凝土的高级路面
		0903	公路用地	除高速公路以外的普通道路, 包括供给各种无轨车辆和行人通行的基础设施, 宽度2米以上
		0904	步道	不能通车的小路, 也指绿色景观线路, 宽度2米以下
		0905	桥梁	一般指架设在江河湖海上, 使车辆行人能顺利通行的建筑物
		0906	隧道	埋于地层内的工程建筑物, 以某种用途, 在地面下作用任何方法规定形状和尺寸修筑的断面面积大于2平方米的洞室、
		0907	加油站	为汽车和其他机动车辆服务、零售汽油和机油的补充站、
10	水利设施用地	1001	沟渠	指人工修建, 南方宽度 $\geq 1.0\text{m}$ 、北方宽度 $\geq 2.0\text{m}$ 用于引、排、灌的渠道, 包括渠槽、渠堤、护林堤及小型泵站
		1002	水工建筑用地	指人工修建的闸、坝、堤路林、水电厂房、扬水站等常水位岸线以上的建(构)筑物用地
11	能源用地	1101	风力发电厂	利用风能来产生电力的发电厂
		1102	变电站	对电压和电流进行变换, 接受电能及分配电能的场所
		1103	太阳能电站	利用太阳能电池组件将光能转化为电能的装置
12	特殊用地	1201	宗教用地	指专门用于宗教活动的庙宇、寺院、道观、教堂等宗教自用地

彭杨靖, 黄治昊, 林乐乐, 王锐锋, 崔国发 (2021) 国家公园陆地自然生态系统完整性与原真性评价方法探索: 以钱江源国家公园体制试点为例. 生物多样性, 29, 1295–1307. <https://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2021263>

一级类		二级类		说明
编码	名称	编码	名称	
		1202	风景名胜设施用地	指风景名胜景点（包括名胜古迹、旅游景点、革命遗址、自然保护区、森林公园、地质公园、湿地公园等）的管理机构, 以及旅游服务设施的 建筑用地（景区内的其他用地按现状归入相应地类）
		1203	高尔夫球场	
13	其他建设用地	1301	其他建设用地	其他类型的建设用地, 无法准确归于以上类别



彭杨靖, 黄治昊, 林乐乐, 王锐锋, 崔国发 (2021) 国家公园陆地自然生态系统完整性与原真性评价方法探索: 以钱江源国家公园体制试点为例. 生物多样性, 29, 1295–1307. <https://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2021263>














附录3 白际山–清凉峰(a)和怀玉山(b)的面积递增方式示意图

Appendix 3 Schematic diagram of area increasing pattern of Baiji Mountains-Qingliang Mountains (a) and Huaiyu Mountains (b)

彭杨靖, 黄治昊, 林乐乐, 王锐锋, 崔国发 (2021) 国家公园陆地自然生态系统完整性与原真性评价方法探索: 以钱江源国家公园体制试点为例. 生物多样性, 29, 1295–1307. <https://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2021263>

附录4 钱江源国家公园体制试点自然生态系统完整性和原真性评价结果汇总

Appendix 4 Integrity and authenticity evaluation results of natural ecosystem in Qianjiangyuan National Park system pilot

评价内容 Content of evaluation	评价指标 Evaluation indicators	符号 Symbols	评价价值 Evaluation results	评价等级 Evaluation grade	指示颜色 Indication color
自然生态系统完整性	<b>自然生态系统完整性指数</b>	<i>I<sub>N</sub></i>	<b>52.83%</b>	<b>较差</b>	
	保护区域完整性指数	<i>I<sub>1</sub></i>	27.00%	差	
	保护性景观完整性指数	<i>I<sub>2</sub></i>	67.00%	较好	
	保护性植被完整性指数	<i>I<sub>3</sub></i>	64.28%	较好	
	旗舰种适宜生境完整性指数	<i>I<sub>4</sub></i>	53.04%	较差	
	主要食物链完整性指数	<i>I<sub>5</sub></i>	—	—	—
自然生态系统原真性	<b>自然生态系统原真性指数</b>	<i>I<sub>AU</sub></i>	<b>87.06%</b>	<b>好</b>	
	自然景观占比	<i>P<sub>1</sub></i>	86.09%	好	
	天然植被占比	<i>P<sub>2</sub></i>	90.20%	好	
	顶级群落占比	<i>P<sub>3</sub></i>	86.66%	好	
	旗舰种适宜生境原真性指数	<i>P<sub>4</sub></i>	92.37%	好	
	主要食物链原真性指数	<i>P<sub>5</sub></i>	80.00%	较好	



•研究报告•

# 红砂基因组大小变异及物种分化

范兴科<sup>1,2</sup>, 燕霞<sup>3</sup>, 冯媛媛<sup>4</sup>, 冉进华<sup>4</sup>, 钱朝菊<sup>1</sup>, 尹晓月<sup>1,2</sup>, 周姗姗<sup>1,2</sup>, 房庭舟<sup>1,2</sup>, 马小飞<sup>1,3\*</sup>

1. 中国科学院西北生态环境资源研究院甘肃省寒区旱区逆境生理与生态重点实验室, 兰州 730000; 2. 中国科学院大学, 北京 100049; 3. 南通大学生命科学学院, 江苏南通 226019; 4. 中国科学院植物研究所系统与进化植物学国家重点实验室, 北京 100093

**摘要:** 红砂(*Reaumuria soongarica*, 柽柳科)是广泛分布于亚洲内陆干旱区温带荒漠的建群灌木, 该物种内部经历过分化和杂交事件, 是研究荒漠植物多样性发生和杂交物种形成的理想模型。然而, 红砂不同群体的倍性水平尚不清楚, 制约了其物种形成机制的深入研究。为了确定红砂不同支系的倍性及基因组大小变异模式, 本研究以红砂幼苗根尖为实验材料, 以野生番茄(*Solanum pimpinellifolium*)作为内标物种, 利用流式细胞术对分别来自北疆支系及其可能的亲本支系(东部和西部支系)的共8个红砂群体进行了DNA 1C-值测定和分析。结果显示: 红砂东部支系的DNA 1C-值( $1.149 \pm 0.012$  pg)略小于西部支系的1C-值( $1.195 \pm 0.031$  pg)。北疆支系中阜康(FK)和沙湾(SW)群体的DNA 1C-值处于东、西支系的1C-值之间, 而火烧山(HSS)和五彩城(WCC)群体的1C-值接近东、西支系1C-值的2倍。结合之前的分子标记结果, 我们推测北疆支系中阜康和沙湾群体为东、西部支系的同倍体杂交种群, 而火烧山和五彩城群体属于异源四倍体杂交种群。不同倍性的北疆群体起源于不同的杂交事件, 可以划归为不同的物种。

**关键词:** *Reaumuria soongarica*; DNA C-值; 同倍体杂交物种形成; 异源多倍体杂交物种形成; 物种多样性

范兴科, 燕霞, 冯媛媛, 冉进华, 钱朝菊, 尹晓月, 周姗姗, 房庭舟, 马小飞 (2021) 红砂基因组大小变异及物种分化. 生物多样性, 29, 1308–1320. doi: 10.17520/biods.2021057.

Fan XK, Yan X, Feng YY, Ran JH, Qian CJ, Yin XY, Zhou SS, Fang TZ, Ma XF (2021) Genome size variations and species differentiation of *Reaumuria soongarica*. Biodiversity Science, 29, 1308–1320. doi: 10.17520/biods.2021057.

## Genome size variations and species differentiation of *Reaumuria soongarica*

Xingke Fan<sup>1,2</sup>, Xia Yan<sup>3</sup>, Yuanyuan Feng<sup>4</sup>, Jinhua Ran<sup>4</sup>, Chaoju Qian<sup>1</sup>, Xiaoyue Yin<sup>1,2</sup>, Shanshan Zhou<sup>1,2</sup>, Tingzhou Fang<sup>1,2</sup>, Xiaofei Ma<sup>1,3\*</sup>

1 Key Laboratory of Stress Physiology and Ecology in Cold and Arid Regions, Gansu Province, Northwest Institute of Eco-Environment and Resources, Chinese Academy of Sciences, Lanzhou 730000

2 University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049

3 School of Life Sciences, Nantong University, Nantong, Jiangsu 226019

4 State Key Laboratory of Systematic and Evolutionary Botany, Institute of Botany, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100093

### ABSTRACT

**Aims:** As a constructive shrub species widely distributed across the temperate deserts of arid Central Asia, *Reaumuria soongarica* (Tamaricaceae) had undergone divergence and hybridization during its evolutionary history, which make it an ideal model for understanding the molecular basis of biodiversity of desert ecosystems and plant hybrid speciation. However, the ploidy level of different populations of *R. soongarica* is still unclear, which confines the further study on its speciation mechanism.

**Methods:** To clarify the ploidy level and variation patterns of genome size of different *R. soongarica* lineages, we investigated the DNA 1C-value of eight *R. soongarica* populations from the northern lineage (distributed in northern Xinjiang) and its putative parental lineages (the eastern and western lineages) by flow cytometry. The young roots of *R. soongarica* were selected as the experimental material, and *Solanum pimpinellifolium* was used as an internal standard

收稿日期: 2021-02-09; 接受日期: 2021-06-10

基金项目: 国家自然科学基金(31770416)、上海市绿化和市容管理局科技攻关项目(G202401)、国家科技基础资源调查专项(2017FY100200)和新疆生产建设兵团塔里木盆地生物资源保护利用重点实验室开放课题(BRZD1809)

\* 通讯作者 Author for correspondence. E-mail: maxiaofei@lzb.ac.cn



species.

**Results:** Our data showed that the DNA 1C-value of the eastern lineage ( $1.149 \pm 0.012$  pg) was slightly smaller than that of the western lineage ( $1.195 \pm 0.031$  pg), and the DNA 1C-value of the Fukang (FW) and Shawan (SW) populations in the northern lineage was intermediate between that of its parental lineages. However, the DNA 1C-values of the Huoshaoshan (HSS) and Wucaicheng (WCC) populations from the northern lineage were closely twice as those from the eastern and western populations.

**Conclusion:** Considering to the previous results of molecular markers, we infer that the FW and SW populations belong to the homoploid hybrid populations from the eastern and western lineages, while the HSS and WCC populations are allopolyploid hybrid populations. The populations with different ploidy levels in the northern lineage could originate from different hybrid events, which could be classified into different species.

**Key words:** *Reaumuria soongarica*; DNA C-value; homoploid hybrid speciation; allopolyploid hybrid speciation; species diversity

自然杂交是生物演化和物种形成的主要动力之一, 在植物界中普遍存在(Barton, 2001; Mallet, 2007; Abbott et al, 2013)。Mallet (2005)曾对相关研究进行了统计, 发现存在种间杂交或基因渐渗的植物物种数量占整体的25%以上。虽然并非所有的杂交事件最终都能产生新的物种, 但健康且可育的杂交个体一旦与亲本物种之间产生生态位分化, 就可能摆脱“少数细胞型劣势”, 不断演化形成独立的物种(Husband, 2000; Mallet, 2007)。随着大量杂交物种被鉴定, 代表谱系融合的杂交物种形成在物种多样性发生中的重要作用已得到普遍认同(Mallet, 2007; 王玉国, 2017; Taylor & Larson, 2019)。

根据杂交物种的倍性是否增加, 可以将其成种过程分为异源多倍化杂交物种形成(allopolyploid hybrid speciation)和同倍体杂交物种形成(homoploid hybrid speciation)。异源多倍化杂交物种是指两个物种杂交产生的染色体数量加倍的新物种, 它的形成相对常见, 这是因为倍性差异不仅保证了杂交个体具有正常的育性, 还可以使其与亲本物种之间快速产生较强的生殖隔离, 加快物种形成(Soltis et al, 2004; Mallet, 2007)。与之相比, 同倍体杂交物种的形成条件较为苛刻。同倍体杂交物种是指染色体倍性相同的物种之间通过杂交产生染色体倍性未发生变化的新物种, 由于倍性相同, 新产生的杂交后代不能立即阻断来自亲本的基因流, 在处于少数细胞型劣势的情况下很可能在与亲本的不断回交中消失(Buerkle et al, 2000)。由此可见, 杂交后代与其亲本之间是否能够产生生殖隔离, 是同倍体杂交物种形成的关键。越来越多的研究表明生态分化可能是导致同倍体杂交物种形成中产生生殖隔离的主要原因(Gross & Rieseberg, 2005; Mallet, 2007;

Yakimowski & Rieseberg, 2014)。然而, 目前已经报道的同倍体杂交物种形成案例相对整个植物界而言非常少, 并且除向日葵属(*Helianthus*) (Rieseberg, 1991; Rieseberg et al, 2003)、高山松(*Pinus densata*) (Ma et al, 2006; Zhao et al, 2014)、居中虎榛子(*Ostryopsis intermedia*) (Wang et al, 2021)和峨眉锥栗(*Castanea henryi* var. *omeiensis*) (Sun et al, 2020)等少数研究以外, 大多数研究还处于描述性阶段, 缺乏对同倍体杂交物种形成机制的深入探讨。因此, 未来需要鉴定更多不同类型的杂交物种及种间杂交带, 这样才能更好地解释杂交对适应性产生及生殖隔离的影响, 更深入地探讨杂交物种形成不同阶段的遗传基础, 尤其是维持杂交物种表型变异相关的适应性位点(王玉国, 2017)。

红砂(*Reaumuria soongarica*)是柽柳科红砂属内无特殊分类地位的物种(Zhang et al, 2014a), 是起源于第三纪的超旱生灌木, 属于典型的地带性植物, 其分布区与亚洲中部干旱区基本重合(刘家琼等, 1982; Shi et al, 2013)。作为荒漠区重要的优势种和建群种, 红砂在维持温带荒漠生态系统的物种多样性和稳定性方面发挥着重要作用(刘家琼等, 1982; Ma et al, 2005)。红砂的遗传多样性较高, 其种内存在明显的遗传分化和杂交(Qian et al, 2008; Yang et al, 2015; Shi et al, 2020), 并且不同遗传支系(种内分化出来的具有不同遗传组分的谱系)的形态和生境已出现差异(Fan et al, 2020) (附录1)。目前, 红砂的西部支系(塔克拉玛干沙漠)与东部支系(巴丹吉林-腾格里沙漠)之间已完全分化, 该过程受到青藏高原东北部隆升以及东亚季风系统形成和演化的驱动(Li et al, 2012; Yin et al, 2015; Shi et al, 2020)。Shi等(2020)进一步指出红砂北疆支系(古尔班通古

特沙漠)起源于东、西支系经两次杂交事件产生的同倍体杂交后代,目前该支系与其亲本之间已出现明显的生态分化,正处于物种形成的早期阶段。不同于那些已经和亲本产生有效生殖隔离的同倍体杂交物种,如高山松(Zhao et al, 2014),红砂北疆支系为研究杂交物种形成初期的生态适应性变化和生殖隔离的产生等关键过程提供了新的模型。此外,相比于我国其他沙漠地区,古尔班通古特沙漠植物区系形成时间较晚,但物种多样性较高(刘媵心, 1995; 张立运和陈昌笃, 2002),红砂北疆支系与之相同的特点(后衍支系却具有较高的群体遗传分化程度)对于研究该地区物种多样性的发生机制具有重要价值。但令人困惑的是,红砂北疆支系内不同群体的多个叶绿体基因和核基因的系统发育关系相互矛盾(Yin et al, 2015; Shi et al, 2020)。比如,沙湾群体中,母系遗传的叶绿体基因单倍型与东部支系聚为一支,双亲遗传的ITS单倍型与西部支系相近;而火烧山群体的叶绿体基因单倍型则与西部支系聚为一支,ITS单倍型与东部支系相近。目前红砂属中仅兰州地区红砂群体的倍性已被调查,该群体为二倍体( $2n = 2x = 22$ ),与大多数已报道的怪柳科怪柳属(*Tamarix*)的物种的倍性相同,同时在一些怪柳属物种中还存在多倍体植株(Wang et al, 2011; Samadi et al, 2013)。在环境恶劣的地区,多倍化可

能是植物适应极端环境的重要机制(Van de Peer et al, 2021)。考虑到Shi等(2020)分别对来自北疆阜康群体及两个亲本支系的共3个个体进行了核型调查,但群体水平的倍性变化尚不清楚,在无明地理隔离但存在环境差异的狭窄区域内,同为杂交后代的北疆群体之间存在显著的遗传障碍(Fan et al, 未发表数据),因此我们推测倍性差异是导致北疆群体间产生生殖隔离的主要原因之一。

基因组大小(DNA C-值)是指一个物种的配子核中(染色体数目为 $n$ )未复制的DNA含量,是重要的生物多样性参数,在物种水平上较为固定,而在物种间存在较大差异(Greilhuber et al, 2005; Smarda & Bures, 2010)。因此,该值可用于判断倍性水平、辅助物种分类和鉴定杂交物种(Mahelka et al, 2005; Loureiro et al, 2010; 邹璇等, 2020; Urfusová et al, 2021),如Zonneveld和Duncan (2010)利用DNA C-值数据发现了风信子科的一个新二倍体物种*Eucomis grimshawii*; Mahelka等(2005)利用DNA C-值区分了偃麦草属(*Elytrigia*)的*E. repens*和*E. intermedia*,并发现了两个物种的同倍体杂交种。由于上述的成种特点,同倍体杂交物种的DNA C-值一般介于两个亲本之间,而异源多倍化杂交物种的DNA C-值接近两个亲本的DNA C-值之和(Loureiro et al, 2010)。此外, DNA C-值在植物种内和种间的变异对于研究

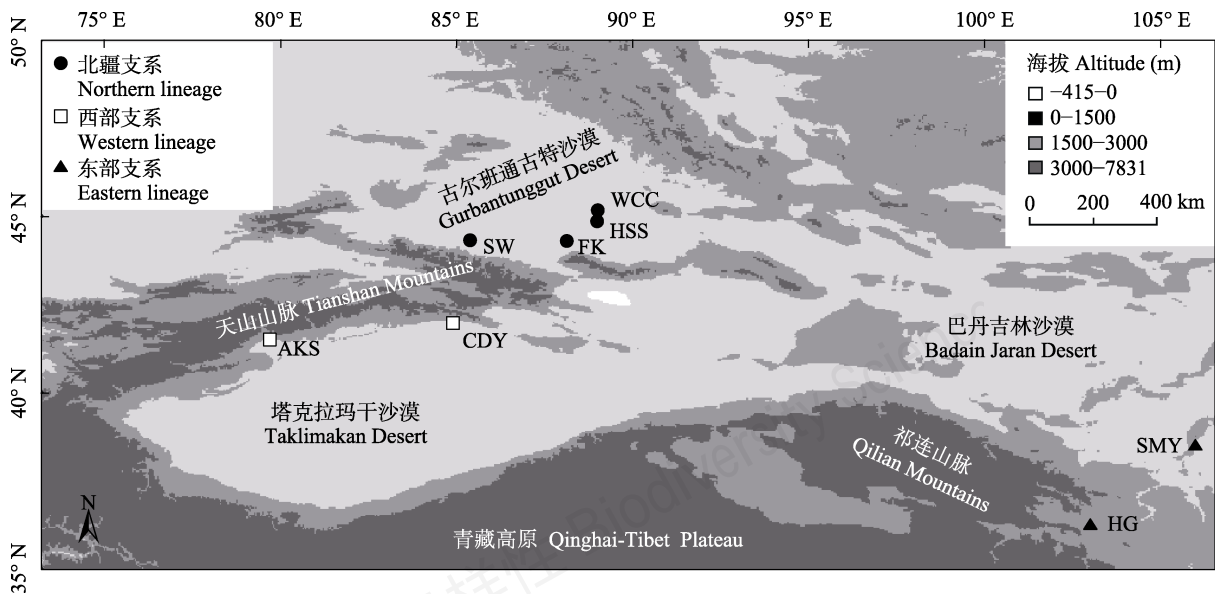


图1 本研究测量的8个红砂群体的地理分布图。群体的具体信息见表1。

Fig. 1 Geographic locations of the eight *Reaumuria soongarica* populations measured in this study. The specific information of the populations is shown in Table 1.

生态适应性、系统发育和基因组进化等有重要意义(郭水良等, 2011; Guignard et al, 2016; Pellicer et al, 2018)。

目前测定DNA C-值的标准方法是流式细胞术(flow cytometry), 该方法操作简单、效率高、成本低, 已在大量植物物种中成功应用(Doležel et al, 2007; Pellicer & Leitch, 2020)。为了验证我们的假设, 本研究采用流式细胞术对来自8个红砂种群的16个样本进行了DNA C-值测定。通过分析并比较不同群体的倍性水平以确定北疆支系的杂交物种形成类型, 为深入理解准噶尔盆地植物物种多样性的发生和杂交物种形成机制提供基础数据, 同时也为红砂后续的全基因组测序和组装及其种质资源的保护和利用提供数据参考。

## 1 材料与方法

### 1.1 样品采集

根据前期有关红砂群体遗传学的研究结果(Yin et al, 2015; Shi et al, 2020), 并充分考虑野外采样工作的可操作性, 选择新疆阿克苏(AKS)和策达雅(CDY)作为红砂西部支系的代表样地, 甘肃红古(HG)和宁夏四马营(SMY)作为东部支系的代表样地, 新疆阜康(FK)、沙湾(SW)、火烧山(HSS)和五彩城(WCC)作为北疆支系的代表样地(表1, 图1)。2018年秋在上述每个样地内随机采集20株红砂的种子和叶片, 并保证单株之间至少相距30 m。此外, 我们还在青海德令哈(DLH)采集了五柱红砂(*R. kaschgarica*)的样本用于红砂属内基因组大小比较。采集到的植物样本立即用硅胶干燥, 带回甘肃省寒区旱区逆境生理与生态重点实验室后放入种子低

湿贮存柜中进行长期保存。经DNA条形码(叶绿体 *atpH-atpL* 和 *ndhA* 序列)鉴定技术分析(Yin et al, 2015), 所有样本的物种信息与野外采集时记录的信息一致。由于野生番茄(*Solanum pimpinellifolium*)的DNA C-值(739 Mb; The Tomato Genome Consortium, 2012)接近Wang等(2011)测量的兰州红砂群体的DNA C-值(778 Mb), 因此本研究选用野生番茄作为流式测定的内标物种, 其种子取自中国科学院植物研究所。

### 1.2 种子萌发

由于红砂叶片非常小(Fan et al, 2020), 并且其幼苗生长缓慢(杨海文和陈文莲, 2012), 因此短时间的培养难以获得足够的幼嫩叶片用于流式测定。一些研究表明根尖也可用于流式测定(Doležel et al, 2007; 于红梅等, 2012; 沈捷等, 2015), 而红砂根系发达(刘家琼等, 1982), 初生根生长迅速, 所以后续实验均选用其幼嫩的根作为试材。

首先, 从每个群体内随机挑选2个单株的种子, 置于-20°C下贮藏一周以削弱种子休眠(石勇等, 2016), 而后在常温下用蒸馏水浸泡18 h, 再用75%酒精浸泡1 min, 蒸馏水冲洗后再用3% NaClO消毒30 s, 经无菌水反复冲洗3次后置于铺有双层滤纸的培养皿中, 并加入适量无菌水使滤纸完全浸湿。之后将培养皿放入25°C的恒温培养箱中, 黑暗条件下进行萌发, 48 h后在16 h/8 h的光周期下继续培养备用。在此期间, 每两天补水一次, 以保持滤纸浸湿。

### 1.3 流式细胞仪检测

红砂细胞核悬液的制备利用了CyStain UV Precise P试剂盒。具体步骤如下: 收集来自同一母本的幼苗, 剪取其幼嫩的根, 混匀后称取0.2 g; 将

表1 红砂采样群体的基本信息

Table 1 Sample information of *Reaumuria soongarica* populations

简称 Code	地理位置 Location	经纬度 Locality	海拔 Altitude (m)	年均降水量 Mean annual precipitation (mm)	遗传支系 Lineage
HG	甘肃红古 Honggu, Gansu	103.03° E, 36.26° N	1,775	369	东部支系 Eastern
SMY	宁夏四马营 Simaying, Ningxia	106.01° E, 38.50° N	1,175	193	东部支系 Eastern
AKS	新疆阿克苏 Akesu, Xinjiang	79.70° E, 41.57° N	1,491	164	西部支系 Western
CDY	新疆策达雅 Cedaya, Xinjiang	84.86° E, 42.01° N	1,078	80	西部支系 Western
SW	新疆沙湾 Shawan, Xinjiang	85.33° E, 44.32° N	519	150	北疆支系 Northern
FK	新疆阜康 Fukang, Xinjiang	88.13° E, 44.32° N	491	170	北疆支系 Northern
HSS	新疆火烧山 Huoshaoshan, Xinjiang	88.99° E, 44.86° N	478	155	北疆支系 Northern
WCC	新疆五彩城 Wucaicheng, Xinjiang	88.99° E, 45.16° N	773	176	北疆支系 Northern



材料放入加有250  $\mu\text{L}$ 细胞核解离液(nuclei extraction buffer)的培养皿中,用锋利的刀片快速将根切碎,混匀后孵育30–90 s;混合液经孔径50  $\mu\text{m}$ 的滤膜过滤至流式专用管中。在测定细胞核DNA含量之前,向上述细胞核悬液中加入500  $\mu\text{L}$ 染液(495.5  $\mu\text{L}$  Staining Buffer + 3  $\mu\text{L}$  Propidium Iodide (PI, 碘化丙啉) + 1.5  $\mu\text{L}$  RNaseA),并在避光条件下孵育15 min。五柱红砂和番茄细胞核悬液的制备也采用同样的方法。

本实验使用BD (美国)公司的LSRFortessa流式细胞仪对所有样品的细胞核DNA含量进行测定,采用的激发波长为488 nm,收集并分析样本中PI发射的荧光信号。首先,对所有样品的细胞核悬液进行单独检测,确定各自PI荧光强度的大致范围,以优化仪器的电压、阈值等检测参数。之后,将内标物种番茄的细胞核悬液分别与每个待测样品的细胞核悬液等比例混合,混匀后上机检测,每个样品重复检测3次,并使每次检测中低速收集到的细胞个数大于10,000个,变异系数小于5%。最终,红砂样品的检测电压全部为445 V;五柱红砂单独检测的电压为400 V,混合样品的测定电压为430 V。

利用流式细胞术检测植物样本的DNA倍性而非DNA绝对含量时,硅胶干燥的样品也可以得到理想的峰图(Suda & Trávníček, 2006; Wan et al, 2019)。由于红砂分布范围广,对于大多数红砂群体而言,难以在野外对样本进行保鲜处理并带回实验室保存。此外,红砂种子的收集也存在一定难度。红砂不同支系的花期差异显著(Fan et al, 2020);种子一旦成熟,会在其表面密布长柔毛的协助下随风传播(张元明等, 1998)。因此,要想获得更多红砂群体的倍性数据,最简单且经济的办法就是利用野外采集并干燥处理的红砂叶片进行流式测定。为了检测红砂干燥叶片替代新鲜材料用于倍性测定的可行性,本研究还制备了AKS红砂干燥叶片(采种期间收集)的细胞核悬液并上机检测,检测电压为445 V。

#### 1.4 数据分析

使用软件BD FACSDiva 7.0对流式细胞仪检测数据进行分析 and 制图。由于本实验采用已知基因组大小为739 Mb的野生番茄(2x)作为内标,并且PI嵌入细胞核DNA双链中的量与DNA含量成正比,因此待测样品的细胞核DNA含量(2C, 单位为pg)按照以下公式计算(Doležel & Bartoš, 2005):

$$2C = R / L \times 739 \times 2 / 978 \quad (1)$$

其中,  $R$ 为待测红砂属植物样本G0/G1期细胞所形成的DNA含量峰(在所有图中标注为P2峰)的荧光强度,  $L$ 为内标番茄G0/G1期峰(标注为P1峰)的荧光强度, 1 pg DNA约等于978 Mb (Doležel et al, 2003)。

## 2 结果

### 2.1 红砂东、西支系的DNA C-值测定

利用流式细胞仪对红砂幼嫩根样品进行单独检测,发现不同群体的样品都同时检测到G0/G1期和G2/M期细胞的DNA含量峰(图2A, B),峰图清晰,并且这两个峰的变异系数均小于5%,说明红砂样品的解离效果较好,测定结果可靠。通过比对混合液和纯红砂样品在相同设置条件下的检测结果(图2),可见红砂样品与内标番茄的测定峰接近但不重叠,区分度好,表明选用番茄作为内标测定红砂基因组大小合理可行。

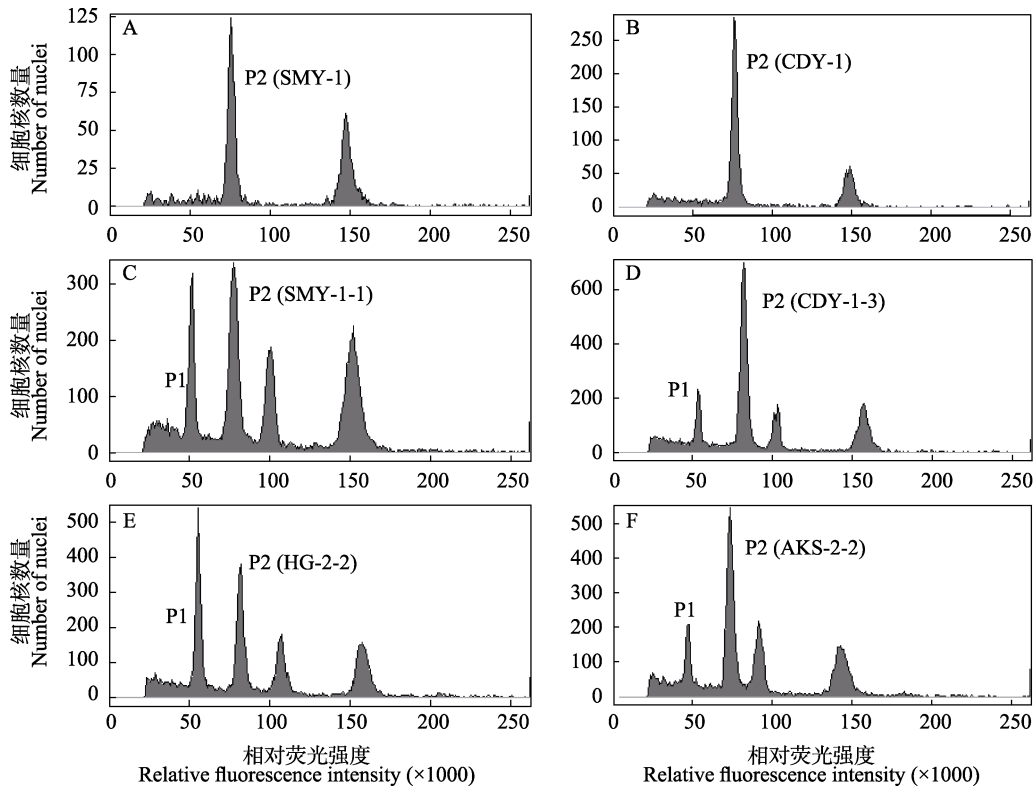
流式细胞仪检测到的PI发射荧光强度与所测样品的细胞核DNA含量成正比,因此根据红砂和番茄混合液中P1峰(番茄)和P2峰(红砂)荧光强度的倍数关系(图2C–F),可以计算出红砂样品的细胞核DNA含量。其中,红砂东部支系采样群体HG的DNA 1C-值为 $1.143 \pm 0.014$  pg, SMY的1C-值为 $1.156 \pm 0.006$  pg;西部支系代表群体CDY的DNA 1C-值为 $1.170 \pm 0.005$  pg, AKS的1C-值为 $1.219 \pm 0.025$  pg (表2)。四个红砂群体的DNA 1C-值非常接近,但西部支系各群体的1C-值略大。

### 2.2 红砂北疆支系的DNA C-值测定

采用内标法对红砂北疆支系不同样本进行流式测定,所得峰图如图3所示。经计算,SW和FK群体的DNA 1C-值与东西支系的1C-值相差不大,分别为 $1.185 \pm 0.009$  pg和 $1.172 \pm 0.013$  pg;而HSS和WCC群体的1C-值接近其余被测红砂群体1C-值的2倍,分别为 $2.288 \pm 0.015$  pg和 $2.316 \pm 0.023$  pg (表2)。以上结果表明,HSS和WCC群体的染色体数目已加倍。

### 2.3 红砂干燥叶片进行流式测定的可行性

在AKS红砂干燥叶片单独进行流式测定的结果中,虽然能检测到明显的G0/G1期峰,但峰图的变异系数大于10% (图4A)。不同于AKS新鲜幼嫩组织的峰图,当干燥叶片与内标番茄一同上机检测时,红砂叶片样品的G0/G1期峰与番茄的G2/M期峰重



**图2** 红砂东西支系的流式测定结果。**A, B:** SMY和CDY群体的样品分别单独上机检测; **C-F:** 每个红砂群体与内标番茄的混合样品的检测结果, 包括SMY、CDY、HG和AKS群体。**P1**代表番茄的G0/G1峰, **P2**代表红砂的G0/G1峰。群体代号见表1。  
**Fig. 2** Test results of different populations of the eastern and western lineages of *Reaumuria soongarica* using flow cytometry. **A, B,** The samples of SMY and CDY populations were measured without the internal standard; **C-F,** the mixed samples of *Solanum pimpinellifolium* and each *Reaumuria soongarica* population were tested, including SMY, CDY, HG, and AKS populations. **P1** represents the nuclear DNA content of *S. pimpinellifolium* in G0/G1 phase, and **P2** represents that of *R. soongarica* samples in G0/G1 phase. The population codes see Table 1.

**表2** 红砂属植物样品的流式细胞仪测定结果(平均值 ± 标准差)

**Table 2** Measurement results of *Reaumuria* samples using flow cytometry (Mean ± SD)

支系 Lineage	群体 Population	红砂属样品G0/G1峰值 Peak values of <i>Reaumuria</i> (G0/G1)	内标番茄G0/G1峰值 Peak values of <i>Solanum</i> <i>pimpinellifolium</i> (G0/G1)	DNA 1C-值 DNA 1C-values (pg)	倍性 Ploidy	一倍体基因组大小 Monoploid genome size (Mb)
西部支系 Western lineage of <i>R. soongarica</i>	AKS	74,192.667 ± 1,381.685	45,988.667 ± 1,264.577	1.219 ± 0.025	2n = 2x	1,192.639 ± 24.701
	CDY	76,255.167 ± 2,643.503	49,239.500 ± 1,725.806	1.170 ± 0.005	2n = 2x	1,144.481 ± 4.816
	平均值 Average	-	-	1.195 ± 0.031	2n = 2x	1,168.560 ± 30.338
东部支系 Eastern lineage of <i>R. soongarica</i>	HG	75,210.667 ± 7,241.285	49,762.333 ± 5,100.729	1.143 ± 0.014	2n = 2x	1,117.586 ± 13.338
	SMY	74,570.500 ± 2,960.292	48,737.333 ± 1,845.872	1.156 ± 0.006	2n = 2x	1,130.655 ± 5.787
	平均值 Average	-	-	1.149 ± 0.012	2n = 2x	1,124.120 ± 11.944
北疆支系 Northern lineage of <i>R. soongarica</i>	SW	77,156.167 ± 3,492.550	49,210.000 ± 1,972.505	1.185 ± 0.009	2n = 2x	1,158.498 ± 9.009
	FK	68,354.000 ± 4,150.933	44,074.167 ± 2,919.187	1.172 ± 0.013	2n = 2x	1,146.490 ± 12.237
	HSS	141,698.000 ± 8,912.053	46,786.333 ± 2,805.389	2.288 ± 0.015	2n = 4x	1,118.938 ± 7.437
	WCC	144,188.167 ± 5,140.113	47,052.500 ± 1,598.277	2.316 ± 0.023	2n = 4x	1,132.291 ± 11.403
五柱红砂 <i>R. kaschgarica</i>	DLH	200,628.333 ± 1,704.432	38,574.000 ± 351.629	3.930 ± 0.006	-	-
红砂干燥叶片 leaves of <i>R. soongarica</i>	AKS	72,426.000 ± 2,382.788	43,371.000 ± 1,417.229	1.262 ± 0.014	2n = 2x	1,234.122 ± 14.060

一倍体基因组大小对应DNA Cx值; 除标注采用干燥叶片的AKS群体以外, 其余群体均采用幼嫩的根为材料。群体简称同表1。

The monoploid genome size corresponds to the DNA Cx-value. Except for the AKS population labeled with dry leaves, the experimental material of all the other populations was young roots. The codes of the populations are the same as Table 1.

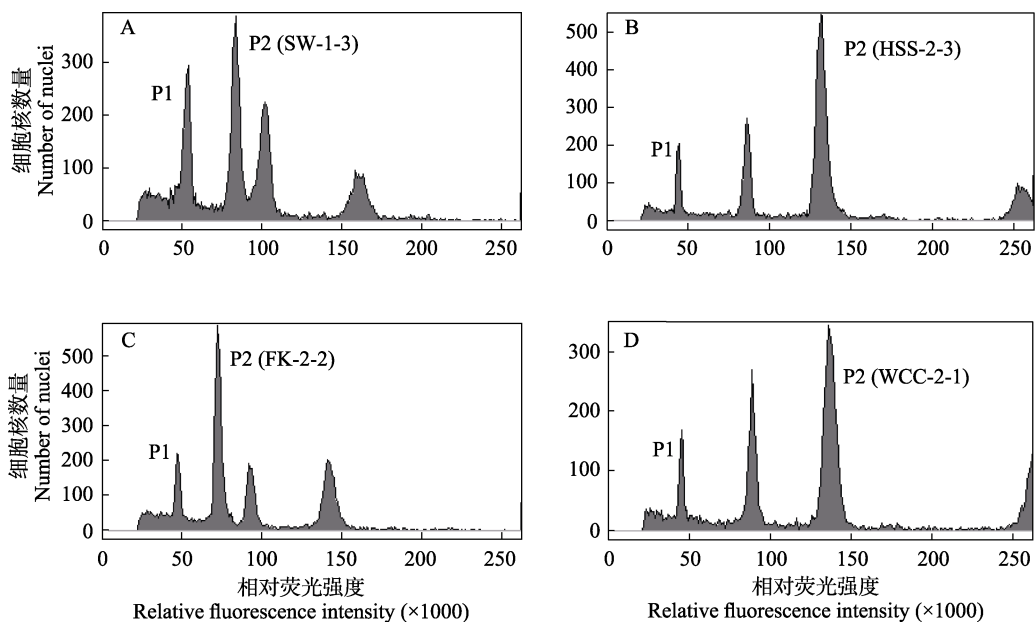


图3 番茄和不同北疆红砂群体混合样品的流式测定结果。(A) SW群体; (B) HSS群体; (C) FK群体; (D) WCC群体。P1代表番茄的G0/G1峰, P2代表红砂的G0/G1峰。

Fig. 3 Test results of the mixed sample of *Solanum pimpinellifolium* and different populations of the northern lineage of *Reaumuria soongarica* using flow cytometry. The populations of the northern lineage include SW (A), HSS (B), FK (C), and WCC (D). P1 represents the nuclear DNA content of *S. pimpinellifolium* in G0/G1 phase, and P2 represents that of *R. soongarica* samples in G0/G1 phase.

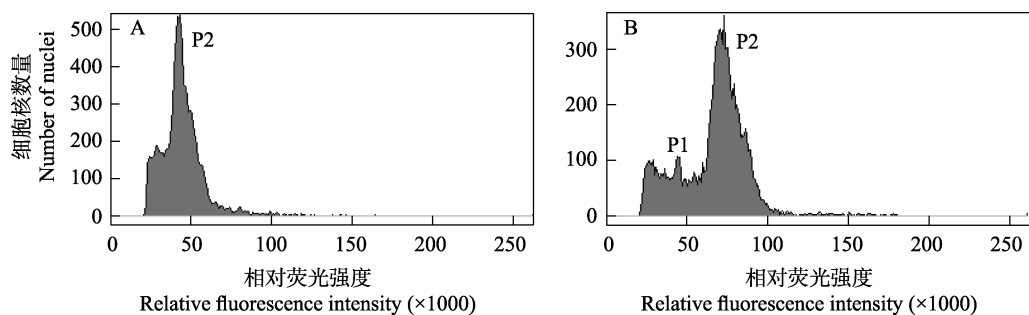


图4 红砂AKS群体干燥叶片样品的DNA含量直方图。(A)单独的红砂叶片样品; (B)红砂叶片(P2, G0/G1)和内标番茄(P1, G0/G1)的混合样品。

Fig. 4 Histograms of the nuclear DNA content of *Reaumuria soongarica* dry leaves (the AKS population). (A) *R. soongarica* sample alone; (B) the mixed sample of *R. soongarica* (P2, G0/G1) and *Solanum pimpinellifolium* (P1, G0/G1).

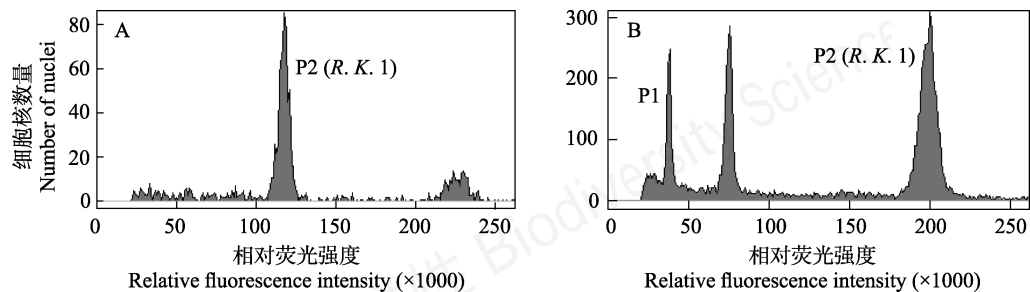


图5 五柱红砂样品的DNA含量直方图。(A)单独的五柱红砂样品(R. K. 1); (B)五柱红砂(P2, G0/G1)和内标番茄(P1, G0/G1)混合样品。

Fig. 5 Histograms of the nuclear DNA content of *Reaumuria kaschgarica*. (A) The pure sample of *R. kaschgarica*; (B) the mixed sample of *R. kaschgarica* (P2, G0/G1) and *Solanum pimpinellifolium* (P1, G0/G1).



叠在一起,二者不易区分,并且番茄的G0/G1期峰不明显(图4B),说明干燥叶片样本的细胞核悬液中DNA碎片或者杂质较多从而影响了信号峰的形成。虽然干燥叶片峰图的稳定性和准确性还需进一步提升,但是利用干燥叶片测定得到AKS红砂的DNA 1C-值( $1.262 \pm 0.014$  pg)接近其新鲜样本的1C-值( $1.219 \pm 0.025$  pg),该结果可以准确判断样本的倍性。可见利用红砂干燥叶片检测不同群体的倍性合理可行,但采样时最好收集嫩叶。

#### 2.4 五柱红砂DNA C-值的测定结果

内标番茄的峰图与五柱红砂的峰图不重叠,主峰明显,并且峰图的变异系数均小于5% (图5),表明番茄可以作为内标用于测定五柱红砂的DNA C-值。根据P1峰和P2峰荧光强度的倍数关系,计算得到五柱红砂的DNA 1C-值为 $3.930 \pm 0.006$  pg,远大于红砂的1C-值(表2)。

### 3 讨论

#### 3.1 红砂与怪柳科植物DNA C-值比较

在一些物种中,不同群体的DNA C-值存在一定程度的差异,这种差异主要由重复序列(如转座子)拷贝数的不同引起的,可能是响应或适应不同环境的结果(Smarda & Bures, 2010; 郭水良等, 2011; Hidalgo et al, 2015; Čertnerová & Škaloud, 2020)。本研究测定的二倍体红砂的DNA 1C-值为1.143–1.219 pg,其中在发生明显遗传分化的东西支系之间存在4%左右的差异。这些差异可能与两个支系基因组对异质环境的局域适应性有关,同时也说明DNA 1C-值在不同红砂群体(二倍体)之间的变异程度较低。

然而,本研究测定的红砂DNA C-值与Wang等(2011)报道的数据相差较大。Wang等(2011)以红砂嫩叶为材料,选取水稻作为内标,通过流式细胞术测得采集自兰州的二倍体红砂样本的DNA 1C-值为0.796 pg (1 pg = 978 Mb),约为本研究结果的65%–70%。这两项研究相比,对测定结果有重要影响的细胞核解离液、植物材料和内标物种(汪艳等, 2015)都不同。由于不同植物组织的结构和内含物不同,当选用的解离液与植物材料不匹配时,会使细胞核悬液中存在较多碎片和杂质,从而影响流式测定结果的准确性(Doležel et al, 2007; 邹璇等, 2020)。本研究以幼嫩的根为材料,所得流式峰图清晰且主峰的变异系数均小于5%,该结果与Wang等

(2011)给出的峰图效果一致,表明两项研究中红砂幼嫩的叶片和根均有良好的裂解效果。此外,无论以番茄还是水稻作为内标,内标峰与红砂样品的DNA含量峰均不重叠,表明内标未影响到红砂DNA含量峰的形成。造成这两项研究的测定结果存在较大差异的原因可能有两点:(1)在Wang等(2011)测定的流式峰图中,红砂样品峰值对应的细胞核数量不足20个,远小于其他研究中的数量(Doležel et al, 2007; 林峰等, 2018; 邹璇等, 2020),细胞核较少可能会影响统计结果的准确性;(2)Wang等(2011)以水稻为内标,基因组更小(389 Mb),在估计远大于内参基因组的物种时,结果的误差更大。以Wang等(2011)的估计来看,如果红砂基因组大小接近水稻的两倍,就应当与本研究选取的番茄基因组大小相近(739 Mb);但是我们估计的多个群体的基因组都显著大于739 Mb,因此我们对红砂基因组大小的估计更为客观。当然,红砂DNA C-值的最终确定还需要选取与其更加相近的物种进一步验证。

DNA C-值在被子植物种间差异极大,最高可达2,400倍,分析这些差异对于理解植物的生态适应性、生长策略、群落组成和物种进化等具有重要意义(Guignard et al, 2016; Pellicer et al, 2018; Guignard et al, 2019; Qiu et al, 2019)。例如, Qiu等(2019)发现在向日葵属内,一年生二倍体物种具有更小的基因组和更快的进化速率,其基因组大小的演化可能与生长季节的长短有关。本文研究的红砂隶属于怪柳科,该科植物起源于特提斯海沿岸地区,目前间断分布于亚洲、欧洲和北非的草原和荒漠地区,对于研究荒漠植物的演化及耐盐、耐旱机理具有重要价值(张道远等, 2003; Zhang et al, 2014a, b)。然而,植物DNA C-值数据库(Pellicer & Leitch, 2020)中仅收录了3个怪柳科物种的信息,分别为*Tamarix canariensis* (DNA 1C-值为1.53 pg) (Garcia et al, 2010)、*T. tetrandra* (1.55 pg) (Zonneveld et al, 2005)和*T. africana* (1.65 pg) (Loureiro et al, 2007),这些1C-值约是二倍体红砂的1.3倍,远小于五柱红砂的1C-值。相较于怪柳科已知的约100种植物,该科物种DNA C-值的研究非常少,并且其基因组学研究也严重滞后。因此,测定更多怪柳科物种的DNA C-值十分必要,这将有助于加快对该科植物系统发育关系、抗旱机理和基因组学等方面的研究。

### 3.2 北疆红砂的复杂起源

同倍体和异源多倍化杂交物种形成的过程和条件明显不同(Mallet, 2007; 王玉国, 2017), 因此鉴定杂交物种与其亲本的倍性是深入解析杂交物种形成机制的必要前提。Shi等(2020)利用9个随机核基因片段模拟了红砂的群体动态历史, 结果表明北疆支系起源于两次杂交事件: 在古尔班通古特沙漠区域, 东西支系第一次杂交产生了ghost群体(统计分析推断出的未获得真实数据的群体), ghost群体再与东部支系杂交产生北疆红砂, 目前北疆支系处于物种形成的早期阶段。通过核型分析, Shi等(2020)发现来自北疆FK群体及东西支系的共3个个体都是二倍体; 虽然STRUCTURE分析结果显示HSS群体的遗传组分不同于FK等其他3个北疆群体, 但在分析群体动态历史时, Shi等将北疆支系当做一个整体, 并基于核型数据推测北疆支系都是二倍体且没有在杂交过程中发生染色体加倍。本研究中, 流式测定结果显示北疆支系中的FK ( $1.172 \pm 0.013$  pg)和SW群体( $1.185 \pm 0.009$  pg)的DNA 1C-值介于东部支系( $1.149 \pm 0.012$  pg)和西部支系( $1.195 \pm 0.031$  pg) 1C-值之间, 而HSS和WCC群体的DNA 1C-值约等于东西支系1C-值的2倍。结合多个叶绿体基因片段(cpDNA)和核基因的遗传信息(Yin et al, 2015; Shi et al, 2020), 我们推测FK和SW群体属于同倍体杂交种群, 其倍性与东西支系相同, 都为二倍体; 而HSS和WCC群体属于异源四倍体杂交种群。此外, HSS群体的母本为西部支系, 但是FK和SW群体的母本为东部支系(Yin et al, 2015), 说明HSS群体并不是同倍体杂交种群(FK和SW)通过染色体加倍形成的。

综上所述, 本研究支持北疆红砂起源于多次杂交事件, 但该区域内不同倍性群体不属于单系类群。Fan等(未发表数据)基于简化基因组测序数据对红砂的群体遗传结构和种群动态历史进行了全面分析, 发现北疆红砂进一步分成两组, 其中一组(命名为GuD-S)的代表群体是FK和SW群体, 另一组(GuD-N)的代表群体正是HSS和WCC群体; 最优进化模型显示, 东西支系第一次杂交产生了GuD-S组(也就是Shi等研究中未找到的ghost群体), GuD-S组与东部支系进一步杂交产生GuD-N组。Shi等(2020)调查的北疆群体较少且集中于北疆的东南缘, 在分析种群动态历史时未考虑北疆支系内部的分化, 这

应该是该研究得到的物种进化模型中存在ghost群体的主要原因。然而, 在GuD-N组中, 只有HSS和WCC群体的cpDNA单倍型来自西部支系(Fan et al, 未发表数据), 因此GuD-N真实的演化过程可能比模型显示的更加复杂。HSS和WCC群体的多倍化起源可能与其所处的环境更加恶劣有关: 该地区为砾石戈壁区, 附近有大型露天煤矿, 并且几乎无地表水流(侯艳军, 2015)。倍性差异会使四倍体种群与二倍体种群之间产生较强的生殖隔离(Mallet, 2007), 这是导致北疆红砂群体在无明显地理隔离的情况下仍然保持各自遗传特性的原因之一。两个物种可以通过多次自然杂交事件形成一个或多个新的同倍体杂交物种, 这已在少数植物物种形成研究中得到证实, 如向日葵属(Rieseberg, 1991; Schwarzbach & Rieseberg, 2002)和高山松(Ma et al, 2006)等; 但是在相同或者相邻区域内, 两个亲本分别杂交形成同倍体杂交物种和异源多倍化杂交物种的案例较为罕见。因此, 北疆红砂的复杂起源为研究同倍体杂交物种形成机制提供了新的模型, 可以通过比较两类杂交物种形成方式之间的异同进而揭示物种形成的遗传基础, 如适应性性状的产生与维持、自然选择与生殖隔离的关系等。为了更准确地利用这一材料, 下一步拟全面调查北疆红砂群体的倍性。

### 3.3 红砂不同支系的分类地位

红砂的分类地位曾经存在极大争议, 有些学者认为红砂应单独成属(琵琶柴属, *Hololachna*) (Gaskin et al, 2004); 而有些学者将琵琶柴属处理为红砂属的亚属, 红砂是该亚属的唯一物种(郝晓莉等, 2014); 还有一些学者认为红砂在分类系统上并不特殊, 只是红砂属内的一个物种(Zhang et al, 2014a)。大多数有关红砂分类学的研究都是以植物标本的形态性状差异为分类依据, 而几乎没有统计群体水平的性状差异(尤其是数量性状), 因此参考的分类依据可能受到采集样品偏差的影响, 存在不确定性; 而Zhang等(2014a)根据18个红砂属物种(共21种)的ITS和3个cpDNA片段的遗传信息构建了所含红砂属物种最全的系统发育树, 其中红砂、五柱红砂和*R. fruticosa*聚为一支, 证明红砂不应归于单独的亚属。


通过多个cpDNA片段和低拷贝核基因序列变异分析, 红砂还应归于一个独立的分类群, 但是种内不同群体可显著分为东部支系、西部支系和北疆

支系(Yin et al, 2015; Shi et al, 2020), 民丰群体并未单独分化出来, 所以不建议将民丰红砂作为变种或种处理(崔大方等, 1999, 2000)。红砂的东西支系分布于不同的地理区域, cpDNA和核基因片段均支持它们各为单系类群; 北疆群体不仅占据了一个新的地理分布区和生态位, 而且在遗传组份上与其亲本存在明显的差异。Fan等(2020)发现东西支系的花期几乎不重叠, 北疆群体的花期物候处于亲本的花期之间, 表明三者之间已经出现了一定程度的合子前生殖隔离; 北疆群体中与生产力相关的叶长和叶宽更是显著大于亲本支系, 尤其是WCC群体具有最长的叶片。结合本文红砂群体间的基因组大小和倍性变化, 显然按照3个支系处理红砂不合理, 不利于对不同地区红砂抗旱机制等方面的进一步研究。

目前, 业界越来越认可“整合物种概念”, 这个概念强调物种的界定和分类应该考虑物种分化的多个方面: 稳定的形态学差异、可靠的分子证据、明显的生态位分化和一定程度的生殖隔离等; 由于物种始终处于分化路上, 处于分化早期阶段的物种之间可能只存在上述一两种区分特征, 而处于分化后期的物种则能表现出更多的特征(刘建全, 2016; 莫日根高娃等, 2019)。基于上述讨论, 我们认为红砂东西支系和北疆不同倍性杂交种群的分化和杂交历史清晰, 分布区及生态位相互不重叠, 叶片表型和花期物候也存在显著分化, 不同支系均符合“整合物种概念”的多个要素。虽然目前对红砂不同支系形态学上的描述和比较还很欠缺, 人工杂交实验和后代育性检测还未完成, 北疆两个杂种的分布区未全面调查, 但已有的证据表明这些支系可能是处于分化早中期阶段的年轻物种, 而不是难以区分的种复合体。因此本文建议将红砂不同地理种群按照4个物种处理: (1)主要分布于河西走廊、柴达木盆地、蒙古高原、阿拉善高原和噶顺戈壁的红砂东部支系为一个种; (2)分布于塔里木盆地的西部支系为一个种; (3)分布于天山以北准噶尔盆地南缘的红砂种群为二倍体杂交种; (4)分布于准噶尔盆地东部的红砂种群为异源四倍体杂交种。

## ORCID

范兴科  <https://orcid.org/0000-0002-5986-1273>

马小飞  <https://orcid.org/0000-0002-9427-674X>

## 参考文献

- Abbott R, Albach D, Ansell S, Arntzen JW, Baird SJE, Bierne N, Boughman J, Brelsford A, Buerkle CA, Buggs R, Butlin RK, Dieckmann U, Eroukhanoff F, Grill A, Cahan SH, Hermansen JS, Hewitt G, Hudson AG, Jiggins C, Jones J, Keller B, Marczewski T, Mallet J, Martinez-Rodriguez P, Möst M, Mullen S, Nichols R, Nolte AW, Parisod C, Pfennig K, Rice AM, Ritchie MG, Seifert B, Smadja CM, Stelkens R, Szymura JM, Väinölä R, Wolf JBW, Zinner D (2013) Hybridization and speciation. *Journal of Evolutionary Biology*, 26, 229–246.
- Barton NH (2001) The role of hybridization in evolution. *Molecular Ecology*, 10, 551–568.
- Buerkle CA, Morris RJ, Asmussen MA, Rieseberg LH (2000) The likelihood of homoploid hybrid speciation. *Heredity*, 84, 441–451.
- Čertnerová D, Škaloud P (2020) Substantial intraspecific genome size variation in golden-brown algae and its phenotypic consequences. *Annals of Botany*, 126, 1077–1087.
- Cui DF, Liao WB, Zhang B (2000) Determination of flavonoid compounds of *Reaumuria* L. (Tamaricaceae) and their taxonomical significance. *Acta Botanica Boreali-Occidentalia Sinica*, 20, 283–287. (in Chinese with English abstract) [崔大方, 廖文波, 张冰 (2000) 琵琶柴属植物黄酮类化合物的测定及分类学意义. *西北植物学报*, 20, 283–287.]
- Cui DF, Zhong MJ (1999) A new species of *Reaumuria* L. from Xinjiang. *Acta Botanica Boreali-Occidentalia Sinica*, 19, 552–554. (in Chinese) [崔大方, 仲铭锦 (1999) 新疆琵琶柴属一新种. *西北植物学报*, 19, 552–554.]
- Doležel J, Bartoš J (2005) Plant DNA flow cytometry and estimation of nuclear genome size. *Annals of Botany*, 95, 99–110.
- Doležel J, Bartoš J, Voglmayr H, Greilhuber J (2003) Nuclear DNA content and genome size of trout and human. *Cytometry Part A*, 51A, 127–128.
- Doležel J, Greilhuber J, Suda J (2007) Estimation of nuclear DNA content in plants using flow cytometry. *Nature Protocols*, 2, 2233–2244.
- Fan XK, Yan X, Qian CJ, Bachir DG, Yin XY, Sun PP, Ma XF (2020) Leaf size variations in a dominant desert shrub, *Reaumuria soongarica*, adapted to heterogeneous environments. *Ecology and Evolution*, 10, 10076–10094.
- García S, Garnatje T, Hidalgo O, de Xaxars GM, Pellicer J, Sánchez-Jiménez I, Vitales D, Vallès J (2010) First genome size estimations for some eudicot families and genera. *Collectanea Botanica*, 29, 7–16.
- Gaskin JF, Ghahremani-nejad F, Zhang DY, Londo JP (2004) A systematic overview of Frankeniaceae and Tamaricaceae from nuclear rDNA and plastid sequence data. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 91, 401–409.
- Greilhuber J, Doležel J, Lysák MA, Bennett MD (2005) The



- origin, evolution and proposed stabilization of the terms ‘genome size’ and ‘C-value’ to describe nuclear DNA contents. *Annals of Botany*, 95, 255–260.
- Gross BL, Rieseberg LH (2005) The ecological genetics of homoploid hybrid speciation. *Journal of Heredity*, 96, 241–252.
- Guignard MS, Crawley MJ, Kovalenko D, Nichols RA, Trimmer M, Leitch AR, Leitch IJ (2019) Interactions between plant genome size, nutrients and herbivory by rabbits, molluscs and insects on a temperate grassland. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 286, 20182619.
- Guignard MS, Nichols RA, Knell RJ, Macdonald A, Romila CA, Trimmer M, Leitch IJ, Leitch AR (2016) Genome size and ploidy influence angiosperm species’ biomass under nitrogen and phosphorus limitation. *New Phytologist*, 210, 1195–1206.
- Guo SL, Zhou P, Yin LP, Lou YX (2011) Interspecific and intraspecific variations of plant DNA C-values and its biological significance. *Journal of Shanghai Normal University (Natural Sciences)*, 40, 102–110. (in Chinese with English abstract) [郭水良, 周平, 印丽萍, 娄玉霞 (2011) 植物DNA C-值在种间和种内的变异及其生物学意义. *上海师范大学学报(自然科学版)*, 40, 102–110.]
- Hao XL, Zhang ML, Wang SM, Zhang X (2014) Classification and distribution of the genus *Reaumuria* L. in Tamaricaceae. *Arid Zone Research*, 31, 838–843. (in Chinese with English abstract) [郝晓莉, 张明理, 王绍明, 张霞 (2014) 柽柳科红砂属(*Reaumuria* L.)的分类与分布. *干旱区研究*, 31, 838–843.]
- Hidalgo O, Vallès J, Romo A, Canela MÁ, Garnatje T (2015) Genome size variation in gymnosperms under different growth conditions. *Caryologia*, 68, 92–96.
- Hou YJ (2015) Study on the Transport Processes and Ecological Effect of Heavy Metals in Dust-soil-plant in the East Junggar Region. PhD dissertation, Xinjiang University, Urumqi. (in Chinese with English abstract) [侯艳军 (2015) 准东地区降尘-土壤-植物重金属迁移过程及生态效应研究. 博士学位论文, 新疆大学, 乌鲁木齐.]
- Husband BC (2000) Constraints on polyploid evolution: A test of the minority cytotype exclusion principle. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 267, 217–223.
- Li ZH, Chen J, Zhao GF, Guo YP, Kou YX, Ma YZ, Wang G, Ma XF (2012) Response of a desert shrub to past geological and climatic change: A phylogeographic study of *Reaumuria soongarica* (Tamaricaceae) in western China. *Journal of Systematics and Evolution*, 50, 351–361.
- Lin F, Xiao YE, Zhou XY, Tang Y, Gao BH (2018) Estimation of genomic C value of 25 samples of *Iris* plants by flow cytometry. *Acta Agrestia Sinica*, 26, 985–990. (in Chinese with English abstract) [林峰, 肖月娥, 周翔宇, 唐颖, 高步红 (2018) 25份鸢尾属植物基因组DNA C值的流式测定. *草地学报*, 26, 985–990.]
- Liu JQ (2016) “The integrative species concept” and “species on the speciation way”. *Biodiversity Science*, 24, 1004–1008. (in Chinese with English abstract) [刘健全 (2016) “整合物种概念”和“分化路上的物种”. *生物多样性*, 24, 1004–1008.]
- Liu JQ, Qiu MX, Pu JC, Lu ZM (1982) The typical extreme xerophyte *Reaumuria soongarica* in the desert of China. *Acta Botanica Sinica*, 24, 485–488. (in Chinese) [刘家琼, 邱明新, 蒲锦春, 鲁作民 (1982) 我国荒漠典型超旱生植物—红砂. *植物学报*, 24, 485–488.]
- Liu YX (1995) A study on origin and formation of the Chinese desert floras. *Acta Phytotaxonomica Sinica*, 33, 131–143. (in Chinese with English abstract) [刘嫫心 (1995) 试论我国沙漠地区植物区系的发生与形成. *植物分类学报*, 33, 131–143.]
- Loureiro J, Rodriguez E, Doležel J, Santos C (2007) Two new nuclear isolation buffers for plant DNA flow cytometry: A test with 37 species. *Annals of Botany*, 100, 875–888.
- Loureiro J, Trávníček P, Rauchová J, Urfus T, Vít P, Štech M, Castro S, Suda J (2010) The use of flow cytometry in the biosystematics, ecology and population biology of homoploid plants. *Preslia*, 82, 3–21.
- Ma JY, Chen T, Qiang WY, Wang G (2005) Correlations between foliar stable carbon isotope composition and environmental factors in desert plant *Reaumuria soongarica* (Pall.) Maxim. *Journal of Integrative Plant Biology*, 47, 1065–1073.
- Ma XF, Szmidt AE, Wang XR (2006) Genetic structure and evolutionary history of a diploid hybrid pine *Pinus densata* inferred from the nucleotide variation at seven gene loci. *Molecular Biology and Evolution*, 23, 807–816.
- Mahelka V, Suda J, Jarolímová V, Trávníček P, Krahulec F (2005) Genome size discriminates between closely related taxa *Elytrigia repens* and *E. intermedia* (Poaceae: Triticeae) and their hybrid. *Folia Geobotanica*, 40, 367–384.
- Mallet J (2005) Hybridization as an invasion of the genome. *Trends in Ecology & Evolution*, 20, 229–237.
- Mallet J (2007) Hybrid speciation. *Nature*, 446, 279–283.
- Morigengaowa, Shang H, Liu BD, Kang M, Yan YH (2019) One or more species? GBS sequencing and morphological traits evidence reveal species diversification of *Sphaeropteris brunoniana* in China. *Biodiversity Science*, 27, 1196–1204. (in Chinese with English abstract) [莫日根高娃, 商辉, 刘保东, 康明, 严岳鸿 (2019) 一个种还是多个种? 简化基因组及其形态学证据揭示中国白桫椤植物的物种多样性分化. *生物多样性*, 27, 1196–1204.]
- Pellicer J, Hidalgo O, Dodsworth S, Leitch IJ (2018) Genome size diversity and its impact on the evolution of land plants. *Genes*, 9, 88.
- Pellicer J, Leitch IJ (2020) The Plant DNA C-values database (release 7.1): An updated online repository of plant genome size data for comparative studies. *New Phytologist*, 226, 301–305.

- Qian ZQ, Xu L, Wang YL, Yang J, Zhao GF (2008) Ecological genetics of *Reaumuria soongorica* (Pall.) Maxim. population in the oasis-desert ecotone in Fukang, Xinjiang, and its implications for molecular evolution. *Biochemical Systematics and Ecology*, 36, 593–601.
- Qiu F, Baack EJ, Whitney KD, Bock DG, Tetreault HM, Rieseberg LH, Ungerer MC (2019) Phylogenetic trends and environmental correlates of nuclear genome size variation in *Helianthus* sunflowers. *New Phytologist*, 221, 1609–1618.
- Rieseberg LH (1991) Homoploid reticulate evolution in *Helianthus* (Asteraceae): Evidence from ribosomal genes. *American Journal of Botany*, 78, 1218–1237.
- Rieseberg LH, Raymond O, Rosenthal DM, Lai Z, Livingstone K, Nakazato T, Durphy JL, Schwarzbach AE, Donovan LA, Lexer C (2003) Major ecological transitions in wild sunflowers facilitated by hybridization. *Science*, 301, 1211–1216.
- Samadi N, Ghaffari SM, Akhani H (2013) Meiotic behaviour, karyotype analyses and pollen viability in species of *Tamarix* (Tamaricaceae). *Willdenowia*, 43, 195–203.
- Schwarzbach AE, Rieseberg LH (2002) Likely multiple origins of a diploid hybrid sunflower species. *Molecular Ecology*, 11, 1703–1715.
- Shen J, Xu J, Liu GX, Shi JS (2015) Effects of different isolation buffers on DNA resolution in nucleus suspension of root tip cell of *Cunninghamia lanceolata* (Lamb.) Hook. *Molecular Plant Breeding*, 13, 190–196. (in Chinese with English abstract) [沈捷, 徐进, 刘光欣, 施季森 (2015) 不同分离缓冲液对杉木根尖细胞核悬液DNA分辨率的影响. *分子植物育种*, 13, 190–196.]
- Shi Y, Liu Y, Yin HX, Yan X, Ma XF (2016) Seed germination characteristics and local adaptation of *Reaumuria soongarica*. *Journal of Desert Research*, 36, 644–650. (in Chinese with English abstract) [石勇, 刘源, 殷恒霞, 燕霞, 马小飞 (2016) 红砂(*Reaumuria soongarica*)种子萌发特性及其局部适应性. *中国沙漠*, 36, 644–650.]
- Shi Y, Yan X, Yin HX, Qian CJ, Fan XK, Yin XY, Chang YX, Zhang CJ, Ma XF (2020) Divergence and hybridization in the desert plant *Reaumuria soongarica*. *Journal of Systematics and Evolution*, 58, 159–173.
- Shi Y, Yan X, Zhao PS, Yin HX, Zhao X, Xiao HL, Li XR, Chen GX, Ma XF (2013) Transcriptomic analysis of a tertiary relict plant, extreme xerophyte *Reaumuria soongorica* to identify genes related to drought adaptation. *PLoS ONE*, 8, e63993.
- Smarda P, Bures P (2010) Understanding intraspecific variation in genome size in plants. *Preslia*, 82, 41–61.
- Soltis DE, Soltis PS, Tate JA (2004) Advances in the study of polyploidy since plant speciation. *New Phytologist*, 161, 173–191.
- Suda J, Trávníček P (2006) Reliable DNA ploidy determination in dehydrated tissues of vascular plants by DAPI flow cytometry—New prospects for plant research. *Cytometry Part A*, 69A, 273–280.
- Sun YS, Lu ZQ, Zhu XF, Ma H (2020) Genomic basis of homoploid hybrid speciation within chestnut trees. *Nature Communications*, 11, 3375.
- Taylor SA, Larson EL (2019) Insights from genomes into the evolutionary importance and prevalence of hybridization in nature. *Nature Ecology & Evolution*, 3, 170–177.
- The Tomato Genome Consortium (2012) The tomato genome sequence provides insights into fleshy fruit evolution. *Nature*, 485, 635–641.
- Urfusová R, Mahelka V, Krahulec F, Urfus T (2021) Evidence of widespread hybridization among couch grasses (*Elymus*, Poaceae). *Journal of Systematics and Evolution*, 59, 113–124.
- Van de Peer Y, Ashman TL, Soltis PS, Soltis DE (2021) Polyploidy: An evolutionary and ecological force in stressful times. *The Plant Cell*, 33, 11–26.
- Wan JZ, Chen LX, Gao S, Song YB, Tang SL, Yu FH, Li JM, Dong M (2019) Ecological niche shift between diploid and tetraploid plants of *Fragaria* (Rosaceae) in China. *South African Journal of Botany*, 121, 68–75.
- Wang XH, Zhang T, Wen ZN, Xiao HL, Yang ZJ, Chen GX, Zhao X (2011) The chromosome number, karyotype and genome size of the desert plant diploid *Reaumuria soongorica* (Pall.) Maxim. *Plant Cell Reports*, 30, 955–964.
- Wang Y, Xiao Y, Liu W, Li TT, Hu R, Qiao ZX (2015) Operation skills of flow cytometer for detecting nuclear DNA contents in higher plant cells. *Plant Science Journal*, 33, 126–131. (in Chinese with English abstract) [汪艳, 肖媛, 刘伟, 李婷婷, 胡锐, 乔志仙 (2015) 流式细胞仪检测高等植物细胞核DNA含量的方法. *植物科学学报*, 33, 126–131.]
- Wang YG (2017) Natural hybridization and speciation. *Biodiversity Science*, 25, 565–576. (in Chinese with English abstract) [王玉国 (2017) 自然杂交与物种形成. *生物多样性*, 25, 565–576.]
- Wang ZF, Jiang YZ, Bi H, Lu ZQ, Ma YZ, Yang XY, Chen NN, Tian B, Liu BB, Mao XX, Ma T, DiFazio SP, Hu QJ, Abbott RJ, Liu JQ (2021) Hybrid speciation via inheritance of alternate alleles of parental isolating genes. *Molecular Plant*, 14, 208–222.
- Yakimowski SB, Rieseberg LH (2014) The role of homoploid hybridization in evolution: A century of studies synthesizing genetics and ecology. *American Journal of Botany*, 101, 1247–1258.
- Yang HW, Chen WL (2012) The effects of different growth regulators on the *Reaumuria soongorica* (Pall.) Maxim seedling emergence and growth. *Journal of Fujian Forestry Science and Technology*, 39, 71–73. (in Chinese with English abstract) [杨海文, 陈文莲 (2012) 植物生长调节剂对红砂出苗及苗期生长的影响. *福建林业科技*, 39, 71–73.]
- Yang JY, Cushman SA, Song XM, Yang J, Zhang PJ (2015)

- Genetic diversity and drivers of genetic differentiation of *Reaumuria soongorica* of the Inner Mongolia Plateau in China. *Plant Ecology*, 216, 925–937.
- Yin HX, Yan X, Shi Y, Qian CJ, Li ZH, Zhang W, Wang LR, Li Y, Li XZ, Chen GX, Li XR, Nevo E, Ma XF (2015) The role of East Asian monsoon system in shaping population divergence and dynamics of a constructive desert shrub *Reaumuria soongarica*. *Scientific Reports*, 5, 15823.
- Yu HM, Wang J, Zhao MZ, Meng XF (2012) Optimization of strawberry ploidy identification method using flow cytometry. *Journal of Southern Agriculture*, 43, 1530–1533. (in Chinese with English abstract) [于红梅, 王静, 赵密珍, 孟宪凤 (2012) 利用流式细胞仪检测草莓倍性方法的优化. *南方农业学报*, 43, 1530–1533.]
- Zhang DY, Pan BR, Yin LK (2003) The photogeographical studies of *Tamarix* (Tamaricaceae). *Acta Botanica Yunnanica*, 25, 415–427. (in Chinese with English abstract) [张道远, 潘伯荣, 尹林克 (2003) 柽柳科柽柳属的植物地理研究. *云南植物研究*, 25, 415–427.]
- Zhang LY, Chen CD (2002) On the general characteristics of plant diversity of Gurbantunggut sandy desert. *Acta Ecologica Sinica*, 22, 1923–1932. (in Chinese with English abstract) [张立运, 陈昌笃 (2002) 论古尔班通古特沙漠植物多样性的一般特点. *生态学报*, 22, 1923–1932.]
- Zhang ML, Hao XL, Sanderson SC, Vyacheslav BV, Sukhorukov AP, Zhang X (2014a) Spatiotemporal evolution of *Reaumuria* (Tamaricaceae) in Central Asia: Insights from molecular biogeography. *Phytotaxa*, 167, 89–103.
- Zhang ML, Meng HH, Zhang HX, Vyacheslav BV, Sanderson SC (2014b) Himalayan origin and evolution of *Myricaria* (Tamaricaceae) in the Neogene. *PLoS ONE*, 9, e97582.
- Zhang YM, Pan BR, Yin LK (1998) Seed morphology of Tamaricaceae in China arid areas and its systematic evolution. *Journal of Plant Resources and Environment*, 7, 22–27. (in Chinese with English abstract) [张元明, 潘伯荣, 尹林克 (1998) 中国干旱区柽柳科植物种子形态特征及其系统学意义. *植物资源与环境*, 7, 22–27.]
- Zhao W, Meng JX, Wang BS, Zhang LS, Xu YL, Zeng QY, Li Y, Mao JF, Wang XR (2014) Weak crossability barrier but strong juvenile selection supports ecological speciation of the hybrid pine *Pinus densata* on the Tibetan Plateau. *Evolution*, 68, 3120–3133.
- Zonneveld BJM, Duncan GD (2010) Genome sizes of *Eucomis* L'Hér. (Hyacinthaceae) and a description of the new species *Eucomis grimshawii* G. D. Duncan & Zonneveld. *Plant Systematics and Evolution*, 284, 99–109.
- Zonneveld BJM, Leitch IJ, Bennett MD (2005) First nuclear DNA amounts in more than 300 angiosperms. *Annals of Botany*, 96, 229–244.
- Zou X, Sun LY, Wan XX, Chen Y, Lin F, Yin ZF (2020) Establishment of flow cytometry system for DNA C-value determination of polyploid species in subgenus *Yulania*. *Plant Science Journal*, 38, 369–377. (in Chinese with English abstract) [邹璇, 孙李勇, 万小霞, 陈瑶, 林峰, 尹增芳 (2020) 玉兰亚属多倍体植物DNA C-值流式细胞术测定体系的建立. *植物科学学报*, 38, 369–377.]

(责任编辑: 严岳鸿 责任编辑: 时意专)

## 附录 Supplementary Material

### 附录1 红砂不同支系及其生境

Appendix 1 Different genetic lineages of *Reaumuria soongarica* and their habitats  
<https://www.biodiversity-science.net/fileup/PDF/2021057-1.pdf>



范兴科, 燕霞, 冯媛媛, 冉进华, 钱朝菊, 尹晓月, 周姗姗, 房庭舟, 马小飞 (2021) 红砂基因组大小变异及物种分化. 生物多样性, 29, 1308–1320.

<http://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2021057>



附录 1 红砂不同支系及其生境。(A)西部支系阿克苏群体;(B)东部支系皋兰群体; C, D, 北疆支系阜康群体(C)和五彩城群体(D)。每幅图左下角展示的是相应群体的叶片, 右下角展示的是种子, bar = 1 cm。

Appendix 1 Different genetic lineages of *Reaumuria soongarica* and their habitats. (A) The Akesu population of the western lineage. (B) The Gaolan population of the eastern lineage. (C, D) The Fukang (C) and Wucaicheng (D) populations of the northern lineage. The leaves (left) and seeds (right) of the corresponding population are shown in the bottom of each picture, bar = 1 cm.



•研究报告•

# 湿地植物大花百合种群的性系统特征

都业勤<sup>1</sup>, 张迪<sup>1</sup>, 王赛<sup>1</sup>, 王磊<sup>1</sup>, 闫兴富<sup>2\*</sup>, 唐占辉<sup>1\*</sup>

1. 东北师范大学环境学院, 国家环境保护湿地生态与植被恢复重点实验室, 长春 130117; 2. 北方民族大学生物科学与工程学院, 国家民委黄河流域农牧交错区生态保护重点实验室, 银川 750021

**摘要:** 开花植物性系统特征是植物在长期适应进化过程中逐渐形成的繁殖策略, 它在一定程度上影响了物种的种群结构及其在生境中的分布格局, 因此性系统特征一直是植物进化与生态学领域的研究热点。本研究于2012年和2020年在吉林省金川泥炭沼泽湿地, 通过样地调查取样的方法, 研究了湿地植物大花百合(*Lilium concolor* var. *megalanthum*)的性系统特征以及不同性别表型植株的比例、密度及空间分布格局, 并探究了大花百合植株个体大小和其性别表达的联系, 比较了不同性别表型的花粉实际可育性和来源不同的花粉授粉处理结实后的种子活力。结果显示, 个体水平上, 大花百合具有雄花植株、两性花植株和雄花两性花同株(即雄全同株) 3种性表型; 种群水平上, 具有雄花的个体充当父本, 通过花粉向下一代传递基因, 而具有两性花的个体主要充当母本, 通过胚珠实现基因的传递。2020年大花百合雄花植株占种群内开花植株的39.14%, 相比2012年雄花植株比例增加了22.80%; 大花百合种群分布密度为0.06株/m<sup>2</sup>, 较2012年下降了0.09株/m<sup>2</sup>。从2012年到2020年, 总体表现为种群密度降低, 雄花植株相对比例增加的趋势。两性花植株和雄花植株在小尺度范围主要呈聚集分布, 随着尺度增大, 趋于随机分布。雄花植株显著小于两性花植株, 但鳞茎资源分配显著高于两性花植株。大花百合植株的性表达遵循大小依赖的性分配假说: 个体较小的植株表达为雄花植株, 而个体较大的植株则为两性花植株或雄全同株。在不同授粉处理下的结籽率和种子萌发结果表明, 大花百合自花授粉结籽率和坐果率显著低于异花授粉, 雄花植株和两性花植株花粉可育性以及两性花植株授粉后所获得种子活力无显著差异。大花百合雄花植株的出现可能是对有限环境资源条件适应的结果, 反映了湿地条件下该植物在生长和繁殖资源之间的权衡策略, 在长期的湿地演变过程中, 这种性系统特征的出现具有一定的适应性意义。

**关键词:** 大花百合; 个体大小依赖; 性表达; 花粉可育性; 种子活力

都业勤, 张迪, 王赛, 王磊, 闫兴富, 唐占辉 (2021) 湿地植物大花百合种群的性系统特征. 生物多样性, 29, 1321–1335. doi: 10.17520/biods.2021081.  
Du YQ, Zhang D, Wang S, Wang L, Yan XF, Tang ZH (2021) Sexual system characteristics of *Lilium concolor* var. *megalanthum* in peatland. Biodiversity Science, 29, 1321–1335. doi: 10.17520/biods.2021081.

## Sexual system characteristics of *Lilium concolor* var. *megalanthum* in peatland

Yeqin Du<sup>1</sup>, Di Zhang<sup>1</sup>, Sai Wang<sup>1</sup>, Lei Wang<sup>1</sup>, Xingfu Yan<sup>2\*</sup>, Zhanhui Tang<sup>1\*</sup>

1 State Environmental Protection Key Laboratory of Wetland Ecology and Vegetation Restoration, School of Environment, Northeast Normal University, Changchun 130117

2 Key Laboratory of Ecological Protection of Agro-pastoral Ecotones in the Yellow River Basin, National Ethnic Affairs Commission of the People's Republic of China, College of Biological Science and Engineering, Beifang Minzu University, Yinchuan 750021

### ABSTRACT

**Aims:** The sexual system characteristics of flowering plant is a reproductive strategy gradually formed during the process of long-term adaptation and evolution, which affect the population structure of plant and its distribution pattern to a certain extent. Therefore, sexual system characteristics have always been a hot topic in the field of plant evolution and ecology.

**Methods:** In this study, a survey was conducted to determine the sexual system characteristics and the proportion, density and spatial distribution pattern of *Lilium concolor* var. *megalanthum* with different sexual phenotypes, and to explore the relationship between individual plant size and sexual expression in Jinchuan peatland of Jilin Province in

收稿日期: 2021-03-07; 接受日期: 2021-06-25

基金项目: 国家自然科学基金(31960228; 31470446)

\* 共同通讯作者 Co-authors for correspondence. E-mail: xxffyan@126.com; tangzh789@nenu.edu.cn

2012 and 2020. We compared the actual pollen fertility with different sexual phenotypes and the seed viability after pollination treatment with different pollination sources.

**Results:** The results showed that at the plant level *L. concolor* var. *megalanthum* has three sexual phenotypes: male flower, hermaphrodite flower, and andromonoecy. At the population level, the plants with male flower act as male parents and transmit genes to the next generation through pollens, while the plants with hermaphrodite flower mainly act as female parents and transmit genes through ovules. The plant with male flower accounted for 39.14% of flowering plants in the population in 2020, which increased by 22.80% compared with the proportion in 2012. The population density of *L. concolor* var. *megalanthum* was 0.06 plants/m<sup>2</sup> in 2020, which was 0.09 plants/m<sup>2</sup> lower than that in 2012. Compared with 2012, the population density decreased and the relative proportion of plants with male flowers increased in 2020. Hermaphroditic and male flower plants mainly showed aggregated distribution in small scale, and tended to random distribution with the increase of scale. The plants with male flower are significantly smaller than plants with hermaphrodite flower, but the resource allocation of bulb is significantly higher than that of the plant with hermaphrodite flower. The sexual expression of *L. concolor* var. *megalanthum* followed the hypothesis of size-dependent sexual allocation. The smaller plant produces only one male flower, while the larger plant produces hermaphroditic flower or are andromonoecious. The results of seed set and germination of different pollination treatments showed that the seed set and fruit set of self-pollination are significantly lower than those of cross-pollination. There was no significant difference in pollen fertility between male and hermaphroditic flower plant. There was also no significant difference in seed viability pollinated by pollen from male and hermaphroditic flower plant.

**Conclusion:** The appearance of male flower may be the result of *L. concolor* var. *megalanthum* adaptation to limited environmental resources, and it reflects the trade-off strategy between growth and reproduction of this plant under the stressful condition in peatland. The emergence of this sexual system has a certain adaptive significance for *L. concolor* var. *megalanthum* with the long-term peatland succession.

**Key words:** *Lilium concolor* var. *megalanthum*; size-dependent; sexual expression; pollen fertility; seed viability

两性花与单性花在不同空间和时间上的组合,形成了被子植物性系统的多样性(Barrett, 2002; Yakimowski & Barrett, 2014)。植物性系统可归结为雌雄异株和雌雄同株两种类型:前者包括雌花雄花异株、雌全异株、雄全异株和雄花雌花两性花异株;后者包括雌雄异花同株、雌雄同花(种群内只有两性花植株)、雌全同株、雄全同株和雌花雄花两性花同株(Ainsworth, 2000)。目前,进化生物学家们的共识是开花植物进化出复杂多样的性器官是为了实现繁殖功能(Barrett, 2002)。植物性系统特征作为植物繁殖策略的体现,是研究植物进化适应问题的关键,因而其多样性一直是进化生物学和植物生态学领域重要的研究主题之一(Weller, 2009; Barrett, 2010)。

大多数被子植物开两性花,然而由于两性花中雌雄器官是集中在同一朵花内,虽然增加了自交授粉机会,但同时也带来了雌雄功能相互干扰的问题,为避免这种干扰以及实现资源优化配置,部分开花植物的性器官由联合走向分离(Webb & Lloyd, 1986; Barrett, 2002)。性表达方面的灵活性是对遗传或生态限制的一种适

应,这种灵活性一方面可能是遗传因素的影响,另一方面可能是植物面对异质环境的表型可塑性(Ashman, 2006; Renner, 2014; Sabatti et al, 2020)。环境条件可能通过影响植物可利用资源状况、繁殖物候、种群分布格局以及传粉者种群动态等方面来改变植物性别表达策略(Devaux et al, 2014; 袁川等, 2021)。植物种群内个体的空间分布模式反映了该物种生长与繁殖过程中经历的多种生态学适应过程,有利于阐明植物群落的稳定性与演替规律、生态系统的形成与维持机制(Nathan & Muller-Landau, 2000; 倪瑞强等, 2013)。特别是研究植物种群中不同性别表型个体的空间分布对于保护野生植物和认识生物多样性维持机制具有重要意义。根据资源分配的基本原则,每个个体拥有的资源是有限的,增加对某一功能的投入就要以减弱其他功能为代价,即植物生长发育过程中各功能间的资源分配存在着动态的权衡,植物通过分配、控制不同构件生长来响应环境状况的变化(Charnov, 1982; Elle, 1999)。其中,多年生植物面临着当下生长繁殖与将来生长繁殖之间的权衡,由于雌性个体既要生产胚珠又要生产果实,导致实现



雌性功能的资源成本远高于实现雄性功能(Charnov, 1982), 植物性表达的大小依赖假说认为大的个体具有较多的资源, 能够负担成本较高的雌性功能而开雌花或者两性花, 而小的个体倾向于只开低成本的雄花甚至不开花(Lloyd & Bawa, 1984; Zhang & Jiang, 2002; Kawagoe & Suzuki, 2005; Guo et al, 2010)。该假说也认为有些植物种群中个体小的开花植株能通过选择雌性败育, 只保留雄蕊而发挥雄性功能的方式, 来适应有限资源或极端环境从而实现资源最优分配(Schlessman, 1991), 这进一步增加了植物性表达的复杂性(Lloyd & Bawa, 1984)。大小依赖的性表达现象在百合科贝母属(*Fritillaria*) (Peruzzi et al, 2012)、天南星属(*Arisaema*) (Policansky, 1981; Bierzychudek, 1984)以及五加科人参属(*Panax*) (Schlessman, 1987)的部分物种中有报道。多年生开花植物在有性繁殖过程中的个体性表达在年份之间产生变化(转换)的现象, 则称为性二相(gender diphasy)的性系统, 这种现象被认为是大小依赖的性表达结果(Zhang et al, 2014)。性二相本质上应该属于雌雄同株, 植物个体在年度之间的性别表达差异, 导致了在其种群中同一年份里具有不同性别表型的个体存在, 造成这类植物在种群水平上更为灵活的性表达变化模式。通常性二相植物个体在单一年度仅具有一种性别功能的花朵, 而如果性二相植物出现同一植株上同时出现雄花和两性花的现象, 这将比雄全异株的植物在进化适应上更为复杂, 这种性系统的适应过程可能受多方面因素的影响。

开花植物的花粉限制、近交衰退等生物因素的作用对其性系统特征进化产生选择压力, 植物性分离现象曾被认为是远交优势选择的结果。但近年来通过评估雌雄功能适合度, 研究者们趋向于将其解释为调节两性资源配置模式以提高两性的进化适合度(黄双全和郭友好, 2000)。理论上, 两性植株被认为雌雄功能相当, 在具有雌性不育系统的物种中, 其雄性个体至少比两性个体要多出2倍的雄性适合度才能弥补其由于雌性败育而在遗传上损失的竞争力(Pannell, 2002a, b; Peruzzi et al, 2012)。雄性植株可以通过产生比两性植株更多的花粉、提高花粉活力、增加花朵吸引力或访花报酬等来促进繁殖目标的完成(Liston et al, 1990; Philbrick & Rieseberg, 1994; Ishida & Hiura, 1998; Muenchow, 1998)。例如

雄全异株植物木犀科的*Phillyrea angustifolia*在人工授雄花花粉处理下比授两性花花粉产生更多的果实, 雄花的雄性功能高于两性花(Vassiliadis et al, 2000)。然而对雄全异株的波斯贝母(*Fritillaria persica*)进行花粉数量、萌发实验和杂交检验, 结果显示其雄花植株和两性花植株的雄性适合度无显著差异(Mancuso & Peruzzi, 2010)。此外, 一些植物虽具有雄全异株的表型, 但功能上为雌雄异株, 两性个体的雄性结构无功能或不能使胚珠受精, 被称为隐性雌雄异株(cryptic dioecy) (Mayer & Charlesworth, 1991)。雄全同株植物粉色西番莲(*Passiflora incarnata*)的人工授雄花花粉种子产量是两性花花粉的2倍, 雄花的雄性功能高于两性花(Dai & Galloway, 2012), 而新疆郁金香(*Tulipa sinkiangensis*)、刺山柑(*Capparis spinosa*)的雄花在单花花粉量、花粉败育率、雄性功能等方面与两性花却没有显著差异(张涛和谭敦炎, 2008; 王娟等, 2018)。

性系统多样性的进化对植物的交配策略有一定的影响, 植物从而表现出从完全自交到专性异交, 以及混合的多样化交配策略, 由此影响植物的后代(种子)的适合度(张振春和谭敦炎, 2012)。研究较多的是近交衰退, 如近交衰退可以导致黄瓶子草(*Sarracenia flava*)种子数量、质量下降, 自交种子产生的后代在萌发、出苗和生长等阶段都不如异交产生的种子后代(Sheridan & Karowe, 2000); 而在*Lupinus arboreus*中近交衰退表现为结实率有差别, 而萌发、出苗和生长等阶段等没有明显差别(Kittelson & Maron, 2000)。现有研究多集中于性系统进化对植物雄性功能适合度的影响, 缺乏进一步探讨其对后代适合度的影响。

开花植物性器官由联合走向分离并不常见, 据统计, 仅有少数被子植物性系统出现该现象, 经实验证实的植物类群更是少数(Schlessman, 1987)。通过雌性败育雌花植株成功入侵到两性花种群的物种大约占被子植物总数的7%–10%, 而雌性败育雄花植株成功入侵到两性花种群的物种大约仅占被子植物的1%–2% (Vallejo-Marín & Rausher, 2007; Peruzzi et al, 2012; 龚强帮等, 2015)。百合科植物中发生雌性败育的频率远高于发生雄性败育的频率, 百合科植物种群中雄花植株盛行的现象已经引起了学者们的关注(龚强帮等,

2015)。目前,在百合科中已经在贝母属(*Mancuso & Peruzzi, 2010*)、白丝草属(*Chionographis*) (Maki, 1993)、洼瓣花属(*Lloydia*) (Jones & Gliddon, 1999; Manicacci & Després, 2001)、大百合属(*Cardiocrinum*) (Cao & Kudo, 2008)、顶冰花属(*Gagea*) (Peruzzi et al, 2008)、郁金香属(*Tulipa*) (Niu et al, 2017)和百合属(*Lilium*) (Zhang et al, 2014)等类群的植物中报道过有雄花植株出现。

大花百合(*Lilium concolor* var. *megalanthum*)作为长白山区唯一生长于泥炭沼泽湿地的百合属物种,野生种群数量正逐年下降,历史上调查曾经有生长记录的地点90%现已无野生种群(崔凯峰等, 2018)。由于种群数量稀少,分布范围较窄,对其种群生态学方面的研究很少。根据文献查阅,现有对大花百合的研究仅仅涉及资源调查(周繇, 2006)、引种驯化(于长宝等, 2019)和核型遗传多样性(荣立苹等, 2009)等方面,对其野外种群的分布状况以及性系统特征没有进行过详细研究。我们在前期的野外考察过程中,发现大花百合种群中存在柱头退化的个体。基于以上原因,本研究调查了吉林省金川泥炭沼泽湿地中大花百合的表型性别(个体和种群水平)及野外种群分布情况,并通过比较雄花植株和两性花植株的表型差异,验证其性表达是否依赖于个体大小;通过比较两种花型花粉可育性和来源不同的花粉授粉处理结实后的种子活力,探讨大花百合性系统的进化意义。结果可为深入了解百合属的性系统进化及大花百合种群的繁衍复壮与保护提供参考。

## 1 材料与方 法

### 1.1 研究地点概况

研究地点位于吉林省通化市境内龙湾国家级自然保护区内有 大花百合自然种群分布的湿地——金川泥炭沼泽,其地理坐标为42°20'56" N, 126°22'51" E,海拔613–619 m,总面积约9,860 ha,该泥炭沼泽湿地草本层优势种为瘤囊薹草(*Carex schmidtii*)和细花薹草(*C. tenuiflora*)。研究地受温带大陆性季风气候影响,年均温4.1℃,年均降水量704.2 mm,且多集中于7、8月份,无霜期134 d左右,年均蒸发量1,276.1 mm,年均相对湿度70%,以大气降水为主要水源补给方式(施瑶, 2019)。

### 1.2 研究材料

大花百合是百合科多年生草本植物(图1),生于湿地及湿草甸里。株高30–80 cm,叶条形散生,个体植株开花数量为:绝大多数开单花,极少数开双花,罕见开三花及以上。开花植株在一个生长季仅单次开花,花橙红色具紫色斑点,雄蕊6枚,花柱比子房短或近等长,鳞茎球形,花期6–7月,果期8–9月。分布于吉林省东南部的通化、敦化等地(中国科学院中国植物志编辑委员会, 1980)。

### 1.3 研究方法

#### 1.3.1 大花百合种群中植株性别表达和分布格局

于2012年7月17日和2020年7月14–15日(盛花期)在研究地根据大花百合的实际分布情况分别选择3个种群进行样地设置,相邻样地之间距离30–100 m不等。其中,2012年的3块样地规格分别为82.5 m × 35 m、82.5 m × 56.3 m、86.1 m × 45 m;2020年的3块样地规格均为80 m × 50 m。首先调查大花百合主要分布的生境以及伴生的植物种类,并对样地中大花百合所有植株的性别类型(雄花植株与两性花植株)进行统计与标记,2020年的调查中增加记录植株坐标。在进行植株花性别类型记录时,由于大花百合绝大多数为单花植株,调查中罕见开双花和三花及以上的植株,我们仅统计单花植株。其中,兼具雄蕊和雌蕊(具正常柱头和子房)的花和无花有果的记作两性花植株;只具有雄蕊或柱头退化的记作雄花植株;花内花蕊残缺不全无法辨别的、未开放的花苞不作记录。为了量化种群水平的表型性别,用Lloyd (1980)提出的表型性别的计算公式 $G_i = o_i / (o_i + p_i E)$ ,  $E = \sum o_i / \sum p_i$ 量化大花百合种群水平的性别分布。式中, $o_i$ 是植株*i*的雌性投入,这里我们用提供胚珠的花(两性花)数量来衡量, $p_i$ 是植株*i*的雄性投入,用提供花粉的花(两性花和雄花)数量来衡量, $E$ 是种群中所有个体对雌性和雄性功能投入的比值。 $G_i$ 的范围为0(只产生花粉的植株)–1(只产生胚珠的植株), $G_i$ 值越大表明其表型性别越偏雌性。

#### 1.3.2 两种主要性别表型植株的生长特征及生物量分配

为了明确大花百合具两性花和雄花这两种性别表型植株的形态特征差异,在盛花期随机选取开花植株(30株两性花植株和30株雄花植株)测量以下形态指标:株高(植株地表以上高度)、基径(地面茎直径)、叶片数、叶长、叶宽、花瓣长(沿中脉从基

部到顶点的距离)、花瓣宽(与中脉垂直方向的最宽处)、花直径(一侧花瓣尖端通过中心至相对一侧花瓣尖端的距离)、雄蕊长(从花丝底部到花药顶端)、柱头高度(从子房上部到柱头顶部)、子房高度(从花柱基部到子房顶部)。然后完整挖取植株, 编号带回实验室。将植株样品的泥土洗净并去除杂草后, 将其分为根、鳞茎、茎、叶、花5部分, 标记后分别装入信封, 置于105℃烘箱0.5 h后, 再80℃烘干至恒重, 使用万分之一天平称重, 并记录结果。计算如下指标:

地上生物量 = 花干重 + 茎干重 + 叶干重;

地下生物量 = 地下茎干重 + 鳞茎干重 + 须根干重;

总生物量 = 地上生物量 + 地下生物量;

花分配 = 花干重/总生物量; 茎分配 = 茎干重/总生物量; 叶分配 = 叶干重/总生物量; 地下茎分配 = 地下茎干重/总生物量; 鳞茎分配 = 鳞茎干重/总生物量; 须根分配 = 须根干重/总生物量; 地上生物量分配 = 地上生物量/总生物量; 地下生物量分配 = 地下生物量/总生物量。

### 1.3.3 两种主要性别表型植株雄性功能比较

设置4种授粉处理, 分别为自然授粉、人工自花授粉、人工异花授雄花植株的花粉和人工异花授两性花植株的花粉。其中, 自然授粉不作任何处理, 用以检测自然状态下的结籽情况; 人工授粉处理需在开花前, 对饱满程度基本相似的单花植株的花苞进行套袋、标记, 并对授异株花粉的植株进行去雄处理, 在开花当天分别授以同株花粉、异株花粉(分两类花粉: 雄花植株花粉和两性花植株花粉)后套袋。授粉操作于2020年7月盛花期进行。人工授粉在开花当天8:00–12:00进行, 各处理样本中的单花重复授粉两次, 间隔1 h以保证花粉均匀饱和。野外研究过程中, 采用透气透光的白色网袋对开花前和授粉后的花朵进行套袋处理, 以避免昆虫活动的影响。9月中旬蒴果开裂时进行采收, 并收集种子, 统计比较其果荚长、果荚宽、坐果率(坐果率 = 坐果数/处理单花数)、结籽率(结籽率 = 饱满结籽数/总胚珠数)、种子数量、种子千粒重。以上每种处理均选取大花百合至少20株。

将上述不同授粉处理得到的大花百合种子作表面消毒后用去离子水清洗3遍, 然后将种子平放

在灭菌且带有滤纸的培养皿中, 注入去离子水使滤纸保持湿润状态。将培养皿置于25℃的人工气候箱, 比较不同授粉处理得到的种子萌发特性差异。萌发光照周期设置为12 h光(6:00–18:00)/12 h暗, 光照强度为5,500 lx。每个培养皿放置30粒种子(相同授粉处理的种子混合)作为1个重复, 每种来源种子的处理共设置4个重复。逐日统计培养皿中萌发的种子数, 记录后及时取出已萌发的种子, 观察记录至所有处理连续15天均无种子萌发, 停止观察。统计以下萌发参数:

初始萌发时间 = 从实验开始到第1粒种子萌发所需的时间(d);

萌发率(%) = 萌发种子数/供试种子数 × 100%;

萌发势(%) = 日萌发种子数最大时的萌发种子数/供试种子数 × 100%;

萌发指数 =  $\sum(Gt / Dt)$ , 式中 $Gt$ 为日萌发数,  $Dt$ 为萌发天数。

### 1.4 数据分析

采用 $g(r)$ 函数对大花百合两性花植株和雄花植株的空间分布格局进行分析(Ripley, 1977; Howroyd et al, 1996), 计算公式如下:

$$g(r) = \frac{1}{2\pi r} \frac{dK(r)}{d(r)} \quad (1)$$

$$K(r) = \frac{A}{n^2} \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n \frac{I_r(u_{ij})}{W_{ij}} \quad (i \neq j) \quad (2)$$

式中,  $K(r)$ 为Ripley's  $K$ 函数,  $r$ 为尺度,  $A$ 为样地面积,  $n$ 为个体总数。  $u_{ij}$ 为 $i$ 和 $j$ 两点之间的距离, 当 $i$ 和 $j$ 的距离 $u \leq r$ 时,  $I_r(u)$ 为1, 反之则为0;  $W_{ij}$ 为权重值, 用于边缘校正。点格局分析通过Monte Carlo随机模拟99%的置信区间并分别利用模拟的最大值和最小值生成上下两条包迹线。  $g(r) = 1$ 对应完全随机分布,  $g(r) > 1$ 为聚集分布,  $g(r) < 1$ 为均匀分布。点格局分析用R 3.6.1版本中的spatstat程序包进行数据处理。

其他实验数据均用SPSS 20.0、Canoco 5统计分析软件进行分析, 使用Origin 9.2软件绘图。通过主成分分析进行生长特征降维排序及对象分类, 使用独立样本 $t$ 检验、One-way ANOVA分析和Duncan多重比较检验(数据符合正态分布、方差齐性)或非参数检验中的秩和检验和Kruskal-Wallis方法(数据转换后仍不符合正态分布、方差齐性)检验相关变量间



是否存在显著性差异。对大花百合两种性别表型植株花分配与总生物量进行Pearson相关分析,并在相关的基础上对二者进行线性回归分析。显著性检验的显著度设为0.05 ( $\alpha = 0.05$ ), 统计数据用平均值  $\pm$  标准误表示。

## 2 结果

### 2.1 大花百合性别表达和分布格局

金川泥炭沼泽湿地中大花百合主要分布于湿地边缘处,少量分布于湿地中心区域绣线菊(*Spiraea salicifolia*)丛,个别零散分布于芦苇(*Phragmites communis*)群落和蓝靛果忍冬(*Lonicera caerulea*)灌木区。大花百合伴生种有薹草(*Carex* spp.)、黄莲花(*Lysimachia davurica*)、千屈菜(*Lythrum salicaria*)、十字兰(*Habenaria schindleri*)、老鹳草(*Geranium wilfordii*)、紫花鸢尾(*Iris ensata*)、败酱(*Patrinia scabiosaefolia*)、绣线菊。金川泥炭沼泽湿地大花百合多数植株开单花,极少数较大的植株开双花,开三花以上极为罕见。野外调查发现大花百合存在不同程度的柱头退化现象,其正常的雌蕊与雄蕊等高,但退化的雌蕊则显著低于雄蕊或完全消失(图2)。在金川泥炭沼泽大花百合的自然种群中,共记录到3种性表达个体类型,即两性花个体、雄性花个体和极少数雄花两性花同株个体。由于调查过程中仅发现1株存在雄花两性花同株现象的个体,以下分析仅对两性花和雄花个体作统计。

2012年3块样地分别统计了664 (561 : 103, 两性花植株 : 雄花植株,下同)、335 (277 : 58)、531 (445 : 86)株,共计1,530株;2020年3块样地分别统计了242 (147 : 95)、300 (201 : 99)、124 (68 : 56)株,共计666株。结果显示,个体水平上,在2020年大花百合种群中两性花植株数量所占比例为60.86%,雄花植株所占比例为39.14%,种群中两性花与雄花植株比例接近3 : 2,与2012年两性花植株数量比例(83.66%) ( $t = -6.423, df = 4, P < 0.01$ )和雄花植株比例(16.34%) ( $t = 6.423, df = 4, P < 0.01$ )有显著差异(表1)。与2012年相比,2020年雄花植株出现频率显著升高,增加了22.80%。此外,大花百合种群的密度下降明显,调查显示2020年种群密度为0.06株/m<sup>2</sup>,较2012年下降了0.09株/m<sup>2</sup>;其中两性花植株密度下降了0.09株/m<sup>2</sup>,雄花植株密度变化不明



图1 大花百合植株形态特征。A: 未开花; B: 开花; C: 全株; D: 果实和种子; E: 鳞茎。

Fig. 1 Morphological characteristics of *Lilium concolor* var. *megalanthum*. A, No-flowering plant; B, Flowering plant; C, The whole plant; D, Fruits and seeds; E, Bulb.

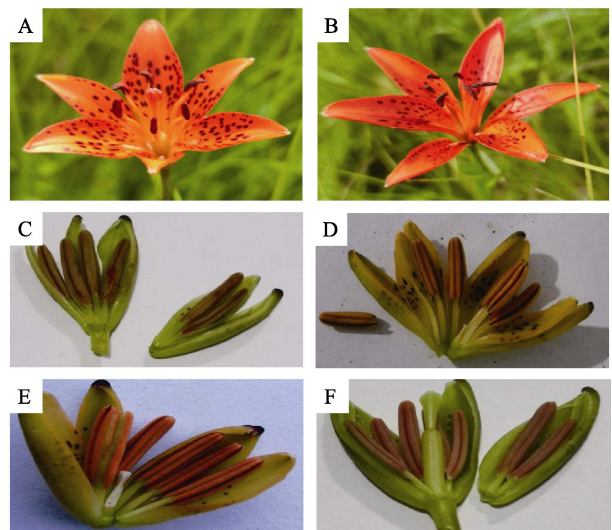


图2 大花百合自然种群中两种不同表型的花形态特征。A: 两性花; B: 雄花; C-E: 退化的雌蕊; F: 正常雌蕊。

Fig. 2 Flower morphological characteristics of two different phenotypes in natural population of *Lilium concolor* var. *megalanthum*. A, Hermaphroditic flower; B, Male flower; C-E, Rudimentary pistil during flowering; F, Normally well-developed pistil.

显(表1)。种群水平上,2020年较2012年纯雄性比例增加,偏雌性比例下降但 $G_i$ 值上升,年际间均未出现纯雌性的性别表达(图3)。

植株分布格局分析结果显示(图4,图5),大花百合两性花植株和雄花植株在小于5 m尺度上主要表现为聚集分布,随着尺度增加,聚集程度逐渐降低;在接近5–10 m尺度上,两性花植株主要表现为均匀分布,部分聚集分布和随机分布,雄花植株主要为随机分布,部分聚集分布;10–15 m尺度上,两性花植株和雄花植株主要表现为聚集分布,部分随机分布;15–20 m尺度上,两性花植株主要表现为随机分布和均匀分布,雄花植株主要为随机分布;大

表1 大花百合两种性别表型植株比例和分布密度的年际变化(平均值 ± 标准误)

Table 1 Interannual variation of percentage and distribution density of two sexual phenotypes of *Lilium concolor* var. *megalanthum* (Mean ± SE)

年份 Year	植株比例 Percentage of plant (%)			密度 Density (plants/m <sup>2</sup> )					
	两性花植株 Hermaphrodite	雄花植株 Male	总计 Total	两性花植株 Hermaphrodite	雄花植株 Male	总计 Total	两性花植株 Hermaphrodite	雄花植株 Male	总计 Total
2012 (N = 1,530)	83.66 ± 0.53 <sup>a</sup>	16.34 ± 0.53 <sup>a</sup>	100	0.13 ± 0.04 <sup>a</sup>	0.02 ± 0.01 <sup>a</sup>	0.15 ± 0.05 <sup>a</sup>			
2020 (N = 666)	60.86 ± 3.51 <sup>b</sup>	39.14 ± 3.51 <sup>b</sup>	100	0.04 ± 0.01 <sup>a</sup>	0.02 ± 0.00 <sup>a</sup>	0.06 ± 0.01 <sup>a</sup>			

同列不同字母表明差异显著 ( $P < 0.05$ ) Different letters in the same column indicate significant differences ( $P < 0.05$ )

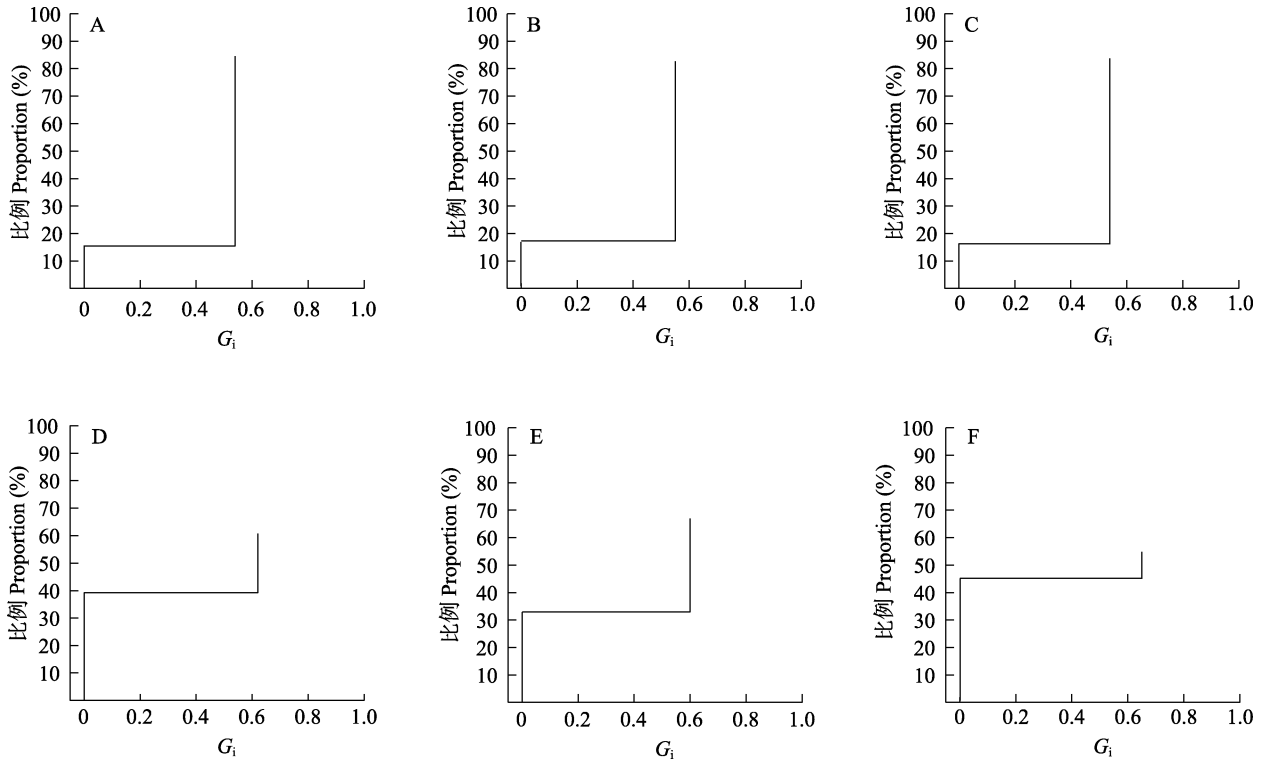


图3 大花百合种群的表型性别分布。A–C: 2012年调查的3个种群; D–F: 2020年调查的3个种群。

Fig. 3 The distribution of phenotypic gender in the populations of *Lilium concolor* var. *megalanthum*. A–C, The three populations surveyed in 2012; D–F, The three populations surveyed in 2020.

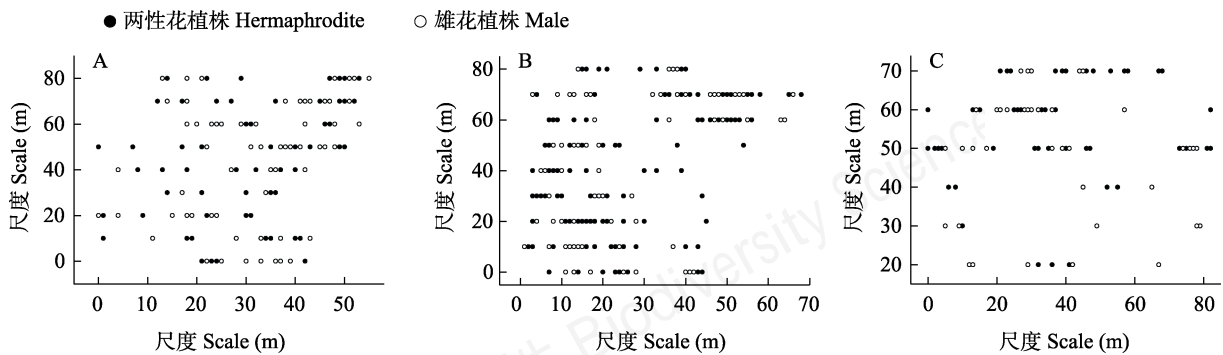


图4 2020年大花百合不同性别表型植株在样地中的空间分布。A: 样地1; B: 样地2; C: 样地3。

Fig. 4 Spatial distribution of individuals of different sexual phenotypes of *Lilium concolor* var. *megalanthum* in sample plots in 2020. A, Plot 1; B, Plot 2; C, Plot 3.

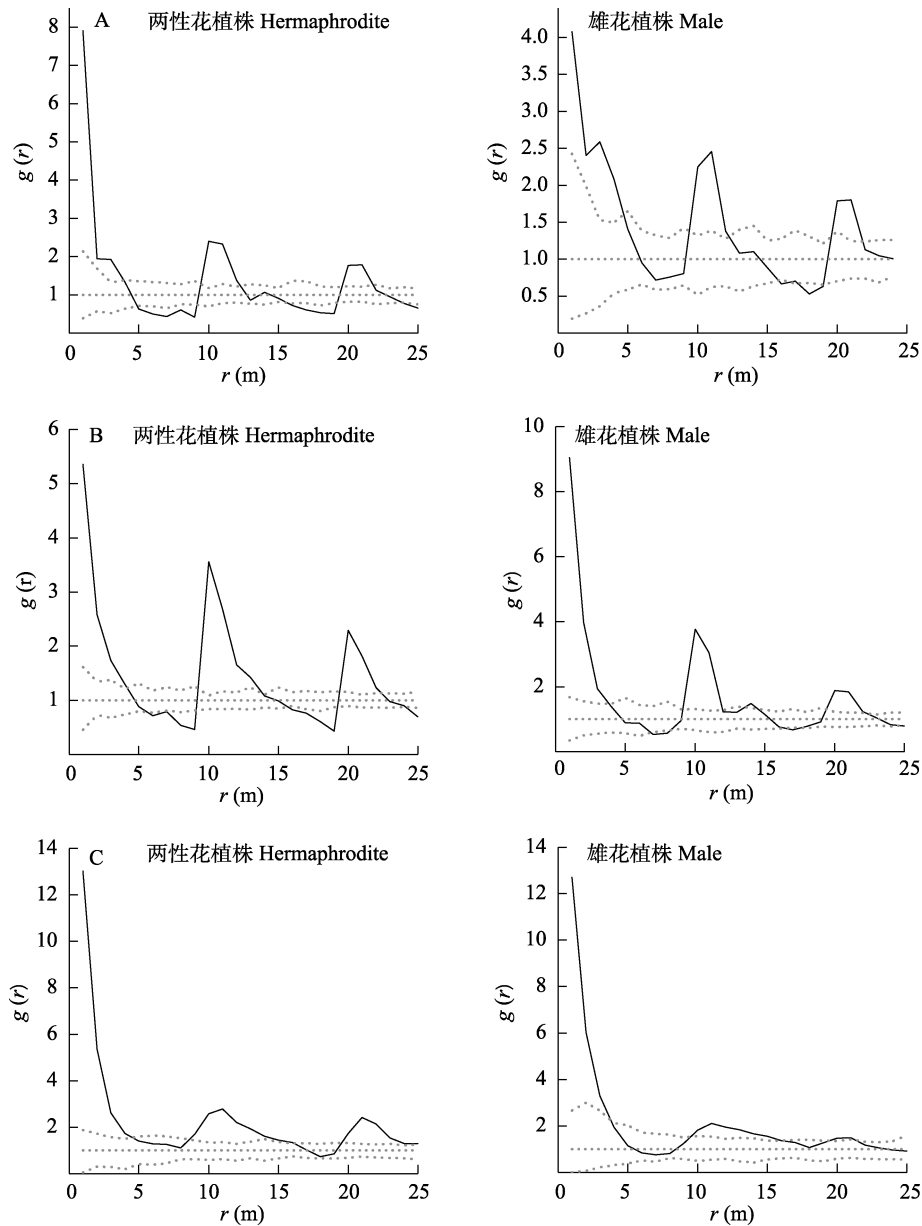


图5 2020年大花百合两种性别表型植株的空间分布格局。A: 样地1; B: 样地2; C: 样地3。

Fig. 5 Spatial distribution pattern of two sexual phenotypes of *Lilium concolor* var. *megalanthum* in 2020. A, Plot 1; B, Plot 2; C, Plot 3.

于20 m尺度上, 两性花植株和雄花植株主要表现为聚集分布, 部分随机分布。

## 2.2 不同性别表型植株的形态及生物量分配差异

大花百合雄花植株与两性花植株形态大小有显著差异(表2)。雄花植株的株高( $Z = -3.394$ ,  $df = 58$ ,  $P < 0.01$ )、叶片数( $t = 7.070$ ,  $df = 58$ ,  $P < 0.001$ )、基径( $Z = -3.950$ ,  $df = 58$ ,  $P < 0.001$ )、花直径( $t = 4.300$ ,  $df = 58$ ,  $P < 0.001$ )、花瓣长( $t = -5.430$ ,  $df = 58$ ,  $P < 0.001$ )、花瓣宽( $Z = -5.132$ ,  $df = 58$ ,  $P < 0.001$ )、雄

蕊长( $Z = -3.555$ ,  $df = 58$ ,  $P < 0.001$ )等指标均显著小于两性花植株, 而两种性别表型个体在叶长( $Z = -0.364$ ,  $df = 58$ ,  $P > 0.05$ )、叶宽( $Z = -0.367$ ,  $df = 58$ ,  $P > 0.05$ )两项指标上差异不显著。

大花百合雄花植株的茎干重( $t = 6.021$ ,  $df = 58$ ,  $P < 0.001$ )、叶干重( $t = 4.949$ ,  $df = 58$ ,  $P < 0.001$ )、花干重( $t = 5.842$ ,  $df = 58$ ,  $P < 0.001$ )、地下茎干重( $t = 3.689$ ,  $df = 58$ ,  $P < 0.001$ )、地上生物量( $t = 6.285$ ,  $df = 58$ ,  $P < 0.001$ )、总生物量( $t = 4.872$ ,  $df = 58$ ,  $P < 0.001$ )。



**表2 大花百合两种性别表型植株的形态特征比较(平均值 ± 标准误)**

**Table 2 Comparison of morphological characteristics between two sexual phenotypes of *Lilium concolor* var. *megalanthum* (Mean ± SE).**

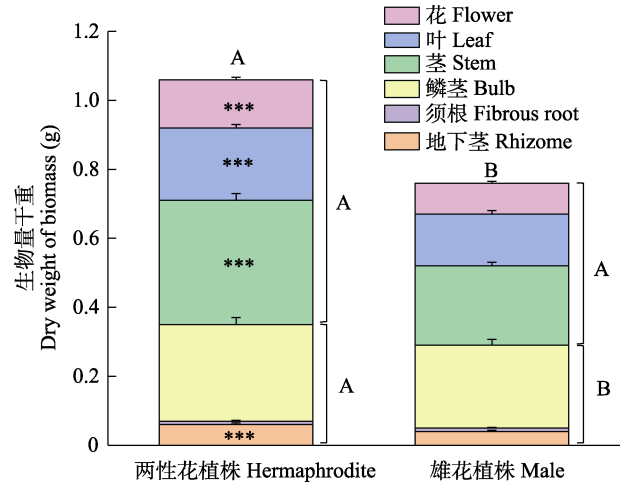
指标 Parameters	两性花植株 Hermaphrodite (N = 30)	雄花植株 Male (N = 30)
株高 Plant height (cm)	49.35 ± 1.15 <sup>a</sup>	44.45 ± 0.88 <sup>b</sup>
叶片数 Leaf number	17.17 ± 0.44 <sup>a</sup>	12.77 ± 0.44 <sup>b</sup>
叶长 Leaf length (cm)	6.70 ± 0.17 <sup>a</sup>	6.53 ± 0.12 <sup>a</sup>
叶宽 Leaf width (cm)	0.73 ± 0.03 <sup>a</sup>	0.70 ± 0.02 <sup>a</sup>
基径 Base diameter (cm)	0.23 ± 0.01 <sup>a</sup>	0.19 ± 0.01 <sup>b</sup>
花直径 Flower diameter (cm)	5.64 ± 0.18 <sup>a</sup>	4.65 ± 0.15 <sup>b</sup>
花瓣长 Corolla length (cm)	4.23 ± 0.10 <sup>a</sup>	3.52 ± 0.07 <sup>b</sup>
花瓣宽 Corolla width (cm)	1.51 ± 0.04 <sup>a</sup>	1.18 ± 0.03 <sup>b</sup>
雄蕊长 Stamen length (cm)	2.68 ± 0.04 <sup>a</sup>	2.47 ± 0.05 <sup>b</sup>

同行不同字母表明差异显著 ( $P < 0.05$ ) Different letters in the same row indicate significant differences ( $P < 0.05$ ).

0.001)、茎分配 ( $t = 2.785, df = 58, P < 0.01$ )、地上生物量分配 ( $t = -2.774, df = 58, P < 0.01$ )均显著低于两性花植株; 而雄花植株的鳞茎分配 ( $t = -2.705, df = 58, P < 0.01$ )和地下生物量分配 ( $t = 2.774, df = 58, P < 0.01$ )显著高于两性花植株, 反映了雄花植株会把更多资源投入到鳞茎进行无性繁殖; 其他指标如鳞茎干重 ( $t = 1.636, df = 58, P > 0.05$ )、须根干重 ( $t = 0.265, df = 58, P > 0.05$ )、地下生物量 ( $t = 1.976, df = 58, P > 0.05$ )、花分配 ( $t = 1.881, df = 58, P > 0.05$ )、叶分配 ( $Z = -0.636, df = 58, P > 0.05$ )、地下茎分配 ( $t = 0.632, df = 58, P > 0.05$ )和须根分配 ( $t = -1.206, df = 58, P > 0.05$ )在两种性别表型个体间无显著差异 (图6, 图7)。大花百合两种性别表型植株花分配与总生物量均呈显著负相关关系 (两性花植株:  $r = -0.464, P < 0.05$ ; 雄花植株:  $r = -0.463, P < 0.05$ ), 花分配随总生物量增加而减少, 二者线性回归关系显著 (两性花植株:  $R^2 = 0.22, P < 0.05$ ; 雄花植株:  $R^2 = 0.21, P < 0.05$ ) (图8)。

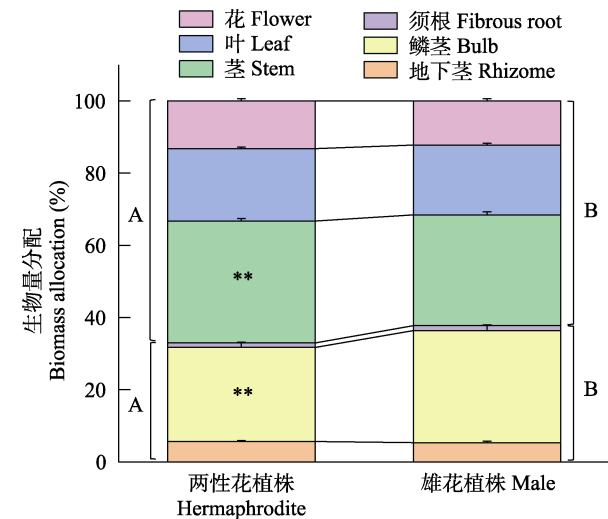
对大花百合的形态特征、生物量分配指标进行排序及对象分类, 雄花植株与两性花植株明显分开。PC1解释率为83.96%, PC2解释率为13.06%, PC1的差异主要由株高、叶数、地上生物量、总生物量、茎干重、叶干重、花干重、花瓣长、花瓣宽、花直径和基径贡献 (图9)。

两性花植株在个体大小方面的指标比雄花植株更大, 表明两性花植株需要积累更多的资源, 并能够更好地担负繁殖成本较高的雌性功能, 可见大



**图6 大花百合两种性别表型植株各部分生物量干重。\*\*\*  $P < 0.001$ , 不同大写字母表示两性花植株和雄花植株对应的地上生物量、地下生物量和总生物量差异显著 ( $P < 0.05$ )。**

**Fig. 6 Dry weight of biomass of two sexual phenotypes of *Lilium concolor* var. *megalanthum*. \*\*\*  $P < 0.001$ . Different capital letters indicate significant differences in aboveground biomass, underground biomass, total biomass between hermaphrodite and male plant ( $P < 0.05$ ).**



**图7 大花百合两种性别表型植株生物量分配。\*\*  $P < 0.01$ , 不同大写字母表示两性花植株和雄花植株对应的地上生物量分配和地下生物量分配有显著性差异 ( $P < 0.05$ )。**

**Fig. 7 Biomass allocation of two sexual phenotypes of *Lilium concolor* var. *megalanthum*. \*\*  $P < 0.01$ . Different capital letters indicate significant differences in aboveground biomass allocation, underground biomass allocation between hermaphrodite and male plant ( $P < 0.05$ ).**

花百合性表达与植株个体大小有关。

### 2.3 两种性别表型植株雄性功能差异

大花百合自花授粉的结籽率 ( $F_{3,41} = 10.062, P < 0.001$ )、坐果率 ( $KW_3 = 18.084, P < 0.001$ )均显著低

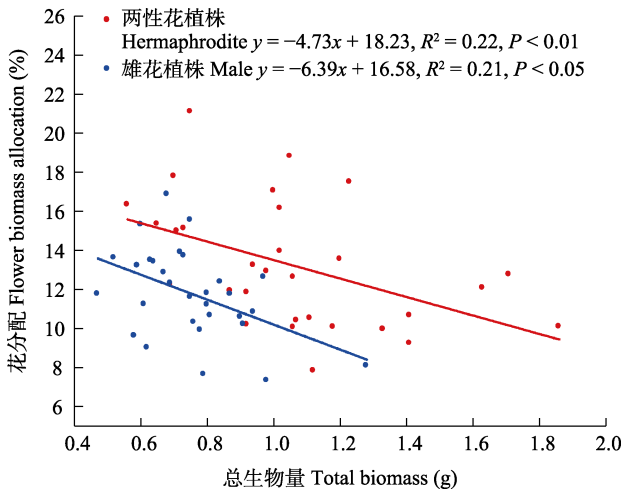


图8 大花百合两种性别表型植株花分配与总生物量的回归关系

Fig. 8 Regression relationships between flower biomass allocation and total biomass of two sexual phenotypes of *Lilium concolor* var. *megalanthum*

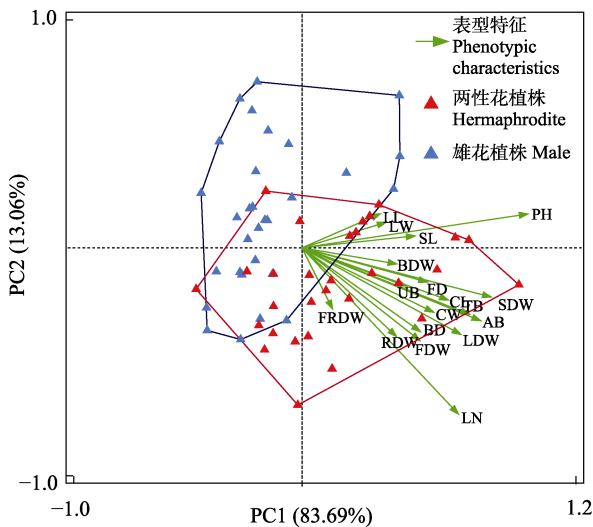


图9 大花百合两种性别表型植株表型特征排序分类。PH: 株高; LN: 叶片数; LL: 叶长; LW: 叶宽; BD: 基径; FD: 花直径; CL: 花瓣长; CW: 花瓣宽; SL: 雄蕊长; SDW: 茎干重; LDW: 叶干重; FDW: 花干重; BDW: 鳞茎干重; RDW: 地下茎干重; FRDW: 须根干重; AB: 地上生物量; UB: 地下生物量; TB: 总生物量。

Fig. 9 Ordination and classification of phenotypic characteristics of two sexual phenotypes of *Lilium concolor* var. *megalanthum*. PH, Plant height; LN, Leaf number; LL, Leaf length; LW, Leaf width; BD, Base diameter; FD, Flower diameter; CL, Corolla length; CW, Corolla width; SL, Stamen length; SDW, Stem dry weight; LDW, Leaf dry weight; FDW, Flower dry weight; BDW, Bulb dry weight; RDW, Rhizome dry weight; FRDW, Fibrous root dry weight; AB, Aboveground biomass; UB, Underground biomass; TB, Total biomass.

于异花授粉和自然状态授粉处理。雄花和两性花作为花粉供体授给两性花后,坐果率、结籽率差异不显著,说明两性花兼具雌性和雄性功能,花粉育性与雄花花粉无差别。另外,各授粉处理的种子数量( $F_{3,41} = 0.599, P > 0.05$ )、种子千粒重( $F_{3,41} = 1.314, P > 0.05$ )、果荚长( $F_{3,41} = 2.359, P > 0.05$ )、果荚宽( $F_{3,41} = 1.266, P > 0.05$ )均无显著差异(表3)。对各授粉处理种子进行萌发实验,结果表明不同授粉处理得到的种子在萌发率( $KW_3 = 3.206, P > 0.05$ )、初始萌发时间( $KW_3 = 4.878, P > 0.05$ )、萌发势( $F_{3,12} = 1.069, P > 0.05$ )和萌发指数( $F_{3,12} = 1.761, P > 0.05$ )方面均无显著差异(表4),即不同授粉处理的种子存活率、萌发速度、萌发整齐度和种子活力均无显著差异。

### 3 讨论

#### 3.1 大花百合的性系统类型和分布特征

大花百合一直被认为是两性花植物,调查发现雄花在大花百合的自然种群中普遍存在。理论上,两性花和雄花在个体水平上具有3种性别组合类型:只具有两性花的个体、只产生雄花的雄性个体、雄花和两性花同株的个体。野外调查发现,3种性别类型的个体都存在于大花百合的自然种群中,其中两性花个体和雄花个体比较常见,雄花和两性花同株的个体稀少。这一性表达类型与百合科豹子花属(*Nomocharis*)、洼瓣花属的植物情况类似<sup>①</sup>,即自然种群中存在雄花植株、两性花植株和少量雄花两性花同株三种性表型个体。这样一来,在大花百合种群中,雄花可单独出现在一个植株个体上,也可以和两性花同时出现在同一植株上成为“雄全同株”,表现出雄全同株和雄全异株共同出现的现象。从不间断的两年调查结果看,我们无法根据传统的性系统类型来定义大花百合的性系统,因为其性表达格局不符合雄花和两性花组合的两种性系统类型即雄全同株或雄全异株。这是由于大花百合绝大多数植株每年只开一朵花,开两朵花的植株稀少,一个生长季内,在种群水平上其表现为雄全异株的性二态系统。然而,我们在室内利用种子萌发而成的大花百合苗,从其生长开花情况来看,证实了首次开花的大花百合植株绝大多数开雄花,极少数鳞茎较

① 龚强帮 (2014) 百合科大小依赖性表达的时空格局及其适应意义. 硕士学位论文, 云南师范大学, 昆明。

表3 不同授粉处理条件下大花百合结实比较(平均值 ± 标准误)

Table 3 Comparison of fruit set of *Lilium concolor* var. *megalanthum* with different pollination treatments (Mean ± SE)

授粉处理 Pollination treatments	种子数量 No. of seeds	种子千粒重 Thousand-seed weight (g)	结籽率 Seed set (%)	坐果率 Fruit set (%)	果荚长 Capsule length (cm)	果荚宽 Capsule width (cm)
自花授粉 Self-pollination (N = 15)	221 ± 33 <sup>a</sup>	1.73 ± 0.43 <sup>a</sup>	8.04 ± 3.22 <sup>b</sup>	53.33 <sup>b</sup>	2.26 ± 0.25 <sup>a</sup>	1.32 ± 0.09 <sup>a</sup>
自然状态授粉 Natural pollination (N = 16)	235 ± 11 <sup>a</sup>	1.94 ± 0.15 <sup>a</sup>	46.45 ± 4.95 <sup>a</sup>	100 <sup>a</sup>	2.27 ± 0.11 <sup>a</sup>	1.37 ± 0.04 <sup>a</sup>
异花授两性花粉 Hermaphrodite-hermapheodite pollination (N = 13)	264 ± 66 <sup>a</sup>	1.39 ± 0.17 <sup>a</sup>	52.03 ± 6.10 <sup>a</sup>	92.31 <sup>a</sup>	2.04 ± 0.16 <sup>a</sup>	1.34 ± 0.07 <sup>a</sup>
异花授雄性花粉 Male-hermapheodite pollination (N = 12)	195 ± 18 <sup>a</sup>	1.66 ± 0.12 <sup>a</sup>	43.06 ± 6.40 <sup>a</sup>	100 <sup>a</sup>	1.86 ± 0.13 <sup>a</sup>	1.25 ± 0.04 <sup>a</sup>

同列不同字母表明差异显著( $P < 0.05$ ) Different letters in the same column indicate significant differences ( $P < 0.05$ )

表4 不同授粉处理条件下所得大花百合种子的萌发特征(平均值 ± 标准误)

Table 4 Seed germination characteristics of *Lilium concolor* var. *megalanthum* with different pollination treatments (Mean ± SE)

授粉处理 Pollination treatments	萌发率 Germination rate (%)	初始萌发时间 Initial germination time (d)	萌发力 Germination potential (%)	萌发指数 Germination index
自花授粉 Self-pollination (N = 15)	95.84 ± 3.15 <sup>a</sup>	7.75 ± 0.25 <sup>a</sup>	24.17 ± 3.15 <sup>a</sup>	2.79 ± 0.15 <sup>a</sup>
自然状态授粉 Natural pollination (N = 16)	95.83 ± 2.50 <sup>a</sup>	9.00 ± 0.58 <sup>a</sup>	25.83 ± 2.85 <sup>a</sup>	2.34 ± 0.07 <sup>a</sup>
异花授两性花粉 Hermaphrodite-hermapheodite pollination (N = 13)	99.17 ± 0.83 <sup>a</sup>	8.75 ± 0.48 <sup>a</sup>	36.67 ± 7.20 <sup>a</sup>	2.61 ± 0.27 <sup>a</sup>
异花授雄性花粉 Male-hermapheodite pollination (N = 12)	89.17 ± 5.67 <sup>a</sup>	9.00 ± 0.41 <sup>a</sup>	28.34 ± 6.74 <sup>a</sup>	2.21 ± 0.24 <sup>a</sup>

同列不同字母表明差异显著( $P < 0.05$ ) Different letters in the same column indicate significant differences ( $P < 0.05$ )

大的个体开两性花。结合植株高度和野外调查数据,我们推测大花百合植株开花类型在连续年份间可能发生雄花和两性花的转变,应算雄全同株的性二相系统,这应该和已报道的具有雄全同株性系统的洼瓣花属的 *Lloydia serotina* (Manicacci & Després, 2001)相似。植物的不同自然种群中,不同性别表型的个体所占比例通常有所不同,许多植物种群中或种群间出现连续的性表达格局,常常被不同的研究者定义为不同的性系统(Barrett & Case, 2006)。我们根据Lloyd (1980)提出的表型性别的计算公式量化大花百合种群水平的性别分布,大花百合具有雄花的个体充当父本,通过花粉向下一代传递基因,而具有两性花的个体可同时提供花粉和胚珠,主要充当母本,通过胚珠实现基因的传递。

2012年和2020年间金川泥炭沼泽湿地中大花百合种群总体表现为种群密度降低、雄花植株相对比例增加的趋势。大花百合结实能力和种子活力较强,而自然更新受限,我们推测其种群密度降低可

能与其生境变化有一定联系。大花百合植株纤细,种源较少,其分布地常年呈干湿交替状态,淹水时长、淹水深度及年际间土壤养分状态的波动都会影响植株的生长繁殖及性别表达。此外,大花百合的传粉者种类和数量较少,2020年观察发现主要为中华蜜蜂 (*Apis cerana cerana*) 与蓝灰蝶 (*Everes argiades*),雄花植株比例的增加可能利于增加异交,提高授粉效率,或者将有限的资源更多地投入到鳞茎贮备而进行无性繁殖。

本研究显示大花百合雄花植株和两性花植株在小尺度上主要呈聚集分布,在较大尺度趋向随机分布。局域尺度上物种空间分布格局的形成主要受物种生物学特性和生境影响(王茜等, 2020),在小尺度范围上,由于大花百合个体的种子散播方式(主要靠风力传播)以及鳞茎的无性繁殖,形成了聚集分布。随着对环境资源的需求增加,竞争作用强烈,自疏作用加剧,降低了生态位重叠,种群趋于随机或均匀分布。较大尺度上,种子扩散作用受限,物



种从聚集趋向随机分布的可能性增大, 随机分布格局的形成与生境异质性相关联(马芳等, 2018)。这种分布格局在空间上的变化反映了大花百合种群的适应策略及调节机制。

### 3.2 大花百合个体大小与性表达

对大花百合两种花型植株的形态指标和生物量分配情况综合比较发现, 两性花植株个体要大于雄花植株, 也就是说植株生长达到一定大小才支持开两性花。两种性别表型植株花分配与总生物量线性回归显著, 表现为花分配随着总生物量增加呈线性下降趋势, 并且两性花植株花分配高于雄花植株花分配, 即两性花植株对花部投入高于雄花植株。对两种花型植株的表型特征进行的排序分析和对象分类结果显示, 大花百合雄花植株与两性花植株许多特征明显分开, 表明二者生长构件的形态特征和生物量分配有明显的差异, 其中主轴1 (PC1) 的差异主要由株高、叶片数、地上生物量、总生物量、茎干重、叶干重、花干重、花瓣长、花瓣宽、花直径和基径贡献, 主轴2 (PC2) 的差异主要由叶片数贡献, 两性花植株个体相比雄花植株拥有更大的主干部分, 这有助于占据更好的生态空间, 较多的叶片数也更有利于其进行光合作用积累资源, 而且较大的花部形态支持其兼具雌雄功能。这些结果揭示了大花百合符合个体大小依赖的性表达假说。

大花百合大的个体倾向于开一朵两性花或开两朵花(其中至少有一朵两性花), 小的个体倾向于开雄花或不开花。作为多年生植物, 大花百合不仅要面临当下繁殖和生长之间的资源权衡, 还要应对当下繁殖和未来繁殖之间的权衡。我们推测如果大花百合个体积累的资源满足其投入高成本的雌性功能的需求时, 植株便开两性花; 下一年度如果该个体的资源量不足以继续投入其雌性功能, 那么该个体可能只进行营养生长或只选择表达雄性功能。类似的情况还出现在百合属的开瓣百合 (*Lilium apertum*) 中, 其自然种群中出现雄花植株个体、两性花植株个体及雄花两性花同株个体3种性表型, 连续多年观察发现这些性别表型依据个体大小发生转换, 两性花植株比雄花植株大(Zhang et al, 2014)。但是, 大花百合植株在年际间是否会发生性别表达的变换, 目前还不得而知。学术界广泛接受的用来解释植物性别转换的假说是大小优势假说, 该假说认为植物自身的资源状况的年际间波动

是导致其性别改变的根本原因(Freeman et al, 1980)。大花百合种群中这两类个体在不同年际间性别表型是否相互转变, 这需要对种群进行个体标记, 并对其性别表型进行连续多年跟踪观察才能确定。


大花百合两种花型植株的花分配差异不显著, 但两性花生物量显著大于雄花, 我们推测更大的两性花可以增加对传粉者的吸引力, 同时提高雌雄适合度。而雄花植株保持与两性花植株相近的花分配可能是为了保持其对传粉者的吸引力从而提高花粉传递的效率, 以弥补雌蕊退化造成的雌性功能的欠缺。雄花植株鳞茎干重与两性花植株相比无显著差异, 而鳞茎分配却显著高于两性花植株, 即雄花植株较两性花植株分配更多的资源给鳞茎。然而, 有些植物雌性个体在进化过程中通过生理和生态对策对高繁殖消耗进行补偿, 使得雌性个体的营养生长资源投入与雄性个体无差异(Rovere et al, 2003; Robakowski et al, 2018)。例如, 东北鼠李(*Rhamnus schneideri*)雌性个体较强的光合能力是对自身繁殖消耗的一种补偿机制, 弥补了较高的繁殖投入对营养生长的影响, 是雌性个体在较强的繁殖压力下做出的适应性改变(王俪玢等, 2020)。对新疆郁金香的一个两性花种群调查发现其繁殖成功率与植株鳞茎大小密切相关(Abdusalam et al, 2012)。多年生具鳞茎植物在生长季结束后, 地上部分枯萎, 地下鳞茎经过休眠越冬, 来年再从鳞片出芽更新, 可以实现无性繁殖。具有地下鳞茎的多年生植物(例如百合科), 大小依赖的性表达在其适应进化机制中可能尤为重要。我们推测大花百合雄花植株将更多资源分配给鳞茎进行无性繁殖。因此, 表达雌性功能的个体分配到营养生长的资源比例要低于雄性个体(Cedro & Iszkuło, 2011)。植物一旦具有多种性别表型(雄花和两性花), 就可以灵活地调节年际间种群内植株个体自身的性别类型, 从而改变种群中不同性别表型植株的比例, 也能使得部分小个体植株通过不开花来实现资源积累以便将来开花进行有性繁殖, 从而提高植株个体的繁殖适合度。大花百合作为多年生草本植物, 野外的开花个体常具有3种性表达类型, 我们推测其有可能通过年际间资源积累和性别转换来实现生长和繁殖资源之间的权衡, 这种性表达与资源分配策略的相互调节机制有待进一步研究。

### 3.3 大花百合性系统的适应意义

对大花百合进行不同授粉处理和对其种子进行萌发实验的结果表明: 雄花花粉并未比两性花花粉表现出更高的花粉可育性, 而且由雄花花粉和两性花花粉授粉获得的种子活力也无显著差异, 说明两性花兼具雌性和雄性两种功能, 且雄性功能与雄花相当, 未出现隐性雌雄异株现象。与大花百合类似的情况还出现在洼瓣花属的洼瓣花(*Lloydia serotina*) (Manicacci & Després, 2001)、郁金香属的*Tulipa pumila* (Astuti et al, 2020)和百合属的开瓣百合(Zhang et al, 2014)中, 这些植物的雄花花粉可育性并未高于两性花, 授粉结实情况并无差异。我们推测, 雄花的出现更有可能是资源条件受限时的一种折中策略。在授粉处理中, 大花百合自花授粉的结籽率、坐果率显著低于其他授粉方式, 这表明大花百合可能存在近交衰退, 自交也可能是在异交花粉不足时, 为大花百合提供了一种繁殖保障。如果未来的气候变化破坏了植物开花物候与传粉者活动的同步性, 自交繁殖也可能会成为一种相对重要的繁殖保障策略(McKee & Richards, 1998)。自然种群中相对较低的自交率以及不同授粉方式得到的种子育性差异不显著, 都在一定程度上保证了大花百合的结籽率和种子萌发率, 给植物提供了繁殖保障。

**致谢:** 感谢东北师范大学宋传涛老师、研究生刘洋在野外调查中给予的帮助, 以及李振新老师和佟志军老师对部分数据分析的建议与帮助。

#### ORCID

王磊  <https://orcid.org/0000-0003-2587-0304>

#### 参考文献

- Abdusalam A, Tan DY, Tahan O (2012) Effects of vegetative growth, plant size and flowering order on sexual reproduction allocation of *Tulipa sinkiangensis*. *Biodiversity Science*, 20, 391–399. (in Chinese with English abstract) [艾沙江·阿不都沙拉木, 谭敦炎, 吾买尔夏提·塔汉 (2012) 新疆郁金香营养生长、个体大小和开花次序对繁殖分配的影响. *生物多样性*, 20, 391–399.]
- Ainsworth C (2000) Boys and girls come out to play: The molecular biology of dioecious plants. *Annals of Botany*, 86, 211–221.
- Ashman TL (2006) The evolution of separate sexes: A focus on the ecological context. In: *Ecology and Evolution of Flowers* (eds Harder LD, Barrett SCH), pp. 204–222. Oxford University Press, New York.
- Astuti G, Pratesi S, Carta A, Peruzzi L (2020) Male flowers in *Tulipa pumila* Moench (Liliaceae) potentially originate from gender diphasy. *Plant Species Biology*, 35, 130–137.
- Barrett SCH (2002) The evolution of plant sexual diversity. *Nature Reviews Genetics*, 3, 274–284.
- Barrett SCH (2010) Darwin's legacy: The forms, function and sexual diversity of flowers. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 365, 351–368.
- Barrett SCH, Case AL (2006) The ecology and evolution of gender strategies in plants: The example of Australian *Wurmbea* (Colchicaceae). *Australian Journal of Botany*, 54, 417–433.
- Bierzychudek P (1984) Determinants of gender in Jack-in-the-pulpit: The influence of plant size and reproductive history. *Oecologia*, 65, 14–18.
- Cao GX, Kudo G (2008) Size-dependent sex allocation in a monocarpic perennial herb, *Cardiocrinum cordatum* (Liliaceae). *Plant Ecology*, 194, 99–107.
- Cedro A, Iszkuło G (2011) Do females differ from males of European yew (*Taxus baccata* L.) in dendrochronological analysis? *Tree-Ring Research*, 67, 3–11.
- Charnov EL (1982) The theory of sex allocation. *Monographs in Population Biology*, 18, 1–355.
- Cui KF, Huang LY, Chen ZS (2018) Lily in Changbai Mountain. Science Press, Beijing. (in Chinese) [崔凯峰, 黄利亚, 陈兆双 (2018) 长白山区百合. 科学出版社, 北京.]
- Dai C, Galloway LF (2012) Male flowers are better fathers than hermaphroditic flowers in andromonoecious *Passiflora incarnata*. *New Phytologist*, 193, 787–796.
- Delectis Florae Reipublicae Popularis Sinicae Agendae Academiae Sinicae Edita (1980) Flora Reipublicae Popularis Sinicae, Tomus 14. Science Press, Beijing. (in Chinese) [中国科学院中国植物志编辑委员会 (1980) 中国植物志, 14卷. 科学出版社, 北京.]
- Devaux C, Lepers C, Porcher E (2014) Constraints imposed by pollinator behaviour on the ecology and evolution of plant mating systems. *Journal of Evolutionary Biology*, 27, 1413–1430.
- Elle E (1999) Sex allocation and reproductive success in the andromonoecious perennial *Solanum carolinense* (Solanaceae). I. Female success. *American Journal of Botany*, 86, 278–286.
- Freeman DC, Harper KT, Charnov EL (1980) Sex change in plants: Old and new observations and new hypotheses. *Oecologia*, 47, 222–232.
- Gong QB, Li ZM, Peng DL, Niu Y, Sun H, Zhang ZQ (2015) Male flowers and relationship between plant size and sex expression in herbaria of *Nomocharis* species (Liliaceae). *Plant Diversity*, 37, 11–20. (in Chinese with English abstract) [龚强帮, 李志敏, 彭德力, 牛洋, 孙航, 张志强 (2015) 利用腊叶标本初探豹子花属植物的性表达及其与

个体大小的关系. 植物分类与资源学报, 37, 11–20.]

- Guo H, Mazer SJ, Du GZ (2010) Geographic variation in primary sex allocation per flower within and among 12 species of *Pedicularis* (Orobanchaceae): Proportional male investment increases with elevation. *American Journal of Botany*, 97, 1334–1341.
- Howroyd JD, Stoyan D, Stoyan H (1996) Fractals, random shapes and point fields: Methods of geometrical statistics. *Biometrics*, 52, 377–378.
- Huang SQ, Guo YH (2000) Advance in study on pollination biology. *Chinese Science Bulletin*, 45, 225–237. (in Chinese) [黄双全, 郭友好 (2000) 传粉生物学的研究进展. *科学通报*, 45, 225–237.]
- Ishida K, Hiura T (1998) Pollen fertility and flowering phenology in an androdioecious tree, *Fraxinus lanuginosa* (Oleaceae), in Hokkaido, Japan. *International Journal of Plant Sciences*, 159, 941–947.
- Jones B, Gliddon C (1999) Reproductive biology and genetic structure in *Lloydia serotina*. *Plant Ecology*, 141, 151–161.
- Kawagoe T, Suzuki N (2005) Self-pollen on a stigma interferes with outcrossed seed production in a self-incompatible monoecious plant, *Akebia quinata* (Lardizabalaceae). *Functional Ecology*, 19, 49–54.
- Kittelson PM, Maron JL (2000) Outcrossing rate and inbreeding depression in the perennial yellow bush lupine, *Lupinus arboreus* (Fabaceae). *American Journal of Botany*, 87, 652–660.
- Liston A, Rieseberg LH, Elias TS (1990) Functional androdioecy in the flowering plant *Datisca glomerata*. *Nature*, 343, 641–642.
- Lloyd DG (1980) Sexual strategies in plants. III. A quantitative method for describing the gender of plants. *New Zealand Journal of Botany*, 18, 103–108.
- Lloyd DG, Bawa KS (1984) Modification of the gender of seed plants in varying conditions. *Evolutionary Biology*, 17, 255–338.
- Ma F, Wang SZ, Feng JC, Sang WG (2018) Spatial distribution patterns of snag and standing trees in a warm temperate deciduous broad-leaved forest in Dongling Mountain, Beijing. *Acta Ecologica Sinica*, 38, 5717–5725. (in Chinese with English abstract) [马芳, 王顺忠, 冯金朝, 桑卫国 (2018) 北京东灵山暖温带落叶阔叶林枯立木与活立木空间分布格局. *生态学报*, 38, 5717–5725.]
- Maki M (1993) Floral sex ratio variation in hermaphrodites of gynodioecious *Chionographis japonica* var. *kurohimensis* Ajima et Satomi (Liliaceae). *Journal of Plant Research*, 106, 181–186.
- Mancuso E, Peruzzi L (2010) Male individuals in cultivated *Fritillaria persica* L. (Liliaceae): Real androdioecy or gender disphasy? *Turkish Journal of Botany*, 34, 435–440.
- Manicacci D, Després L (2001) Male and hermaphrodite flowers in the alpine lily *Lloydia serotina*. *Canadian Journal of Botany*, 79, 1107–1114.
- Mayer SS, Charlesworth D (1991) Cryptic dioecy in flowering plants. *Trends in Ecology & Evolution*, 6, 320–325.
- McKee J, Richards AJ (1998) The effect of temperature on reproduction in five *Primula* species. *Annals of Botany*, 82, 359–374.
- Muenchow G (1998) Subandrodioecy and male fitness in *Sagittaria lancifolia* subsp. *lancifolia* (Alismataceae). *American Journal of Botany*, 85, 513–520.
- Nathan R, Muller-Landau HC (2000) Spatial patterns of seed dispersal, their determinants and consequences for recruitment. *Trends in Ecology & Evolution*, 15, 278–285.
- Ni RQ, Tang JY, Cheng YX, Zhang CY, Chen BB, He HJ, Xia FC (2013) Spatial distribution patterns and associations of main tree species in spruce-fir forest in Changbai Mountains, northeastern China. *Journal of Beijing Forestry University*, 35(6), 28–35. (in Chinese with English abstract) [倪瑞强, 唐景毅, 程艳霞, 张春雨, 陈贝贝, 何怀江, 夏富才 (2013) 长白山云冷杉林主要树种空间分布及其关联性. *北京林业大学学报*, 35(6), 28–35.]
- Niu Y, Gong QB, Peng DL, Sun H, Li ZM (2017) Function of male and hermaphroditic flowers and size-dependent gender diphasy of *Lloydia oxycarpa* (Liliaceae) from Hengduan Mountains. *Plant Diversity*, 39, 187–193.
- Pannell JR (2002a) The evolution and maintenance of androdioecy. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 33, 397–425.
- Pannell JR (2002b) What is functional androdioecy? *Functional Ecology*, 16, 862–865.
- Peruzzi L, Mancuso E, Gargano D (2012) Males are cheaper, or the extreme consequence of size/age-dependent sex allocation: Sexist gender diphasy in *Fritillaria montana* (Liliaceae). *Botanical Journal of the Linnean Society*, 168, 323–333.
- Peruzzi L, Tison JM, Peterson A, Peterson J (2008) On the phylogenetic position and taxonomic value of *Gagea trinervia* (Viv.) Greuter and *Gagea* sect. *Anthericooides* A. Terracc. (Liliaceae). *Taxon*, 57, 1201–1214.
- Philbrick CT, Rieseberg LH (1994) Pollen production in the androdioecious *Datisca glomerata* (Datisceae): Implications for breeding system equilibrium. *Plant Species Biology*, 9, 43–46.
- Policansky D (1981) Sex choice and the size advantage model in jack-in-the-pulpit (*Arisaema triphyllum*). *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA*, 78, 1306–1308.
- Renner SS (2014) The relative and absolute frequencies of angiosperm sexual systems: Dioecy, monoecy, gynodioecy, and an updated online database. *American Journal of Botany*, 101, 1588–1596.
- Ripley BD (1977) Modelling spatial patterns. *Journal of the Royal Statistical Society: Series B (Methodological)*, 39, 172–192.
- Robakowski P, Pers-Kamczyc E, Ratajczak E, Thomas PA, Ye ZP, Rabska M, Iszkuło G (2018) Photochemistry and antioxidative capacity of female and male *Taxus baccata* L. acclimated to different nutritional environments. *Frontiers in Plant Science*, 9, 742.
- Rong LP, Lei JJ, Wang ZG (2009) Genetic diversity of wild



- lilies native to northeastern China by RAPD markers. *Jiangsu Journal of Agricultural Sciences*, 25, 843–846. (in Chinese with English abstract) [荣立苹, 雷家军, 王志刚 (2009) 东北地区野生百合遗传多样性的RAPD分析. *江苏农业学报*, 25, 843–846.]
- Rovere AE, Aizen M, Kitzberger T (2003) Growth and climatic response of male and female trees of *Austrocedrus chilensis*, a dioecious conifer from the temperate forests of southern South America. *Écoscience*, 10, 195–203.
- Sabatti M, Gaudet M, Müller NA, Kersten B, Gaudiano C, Mugnozsa GS, Fladung M, Beritognolo I (2020) Long-term study of a subdioecious *Populus × canescens* family reveals sex lability of females and reproduction behaviour of cosexual plants. *Plant Reproduction*, 33, 1–17.
- Schlessman MA (1987) Gender modification in North American ginsengs. *BioScience*, 37, 469–475.
- Schlessman MA (1991) Size, gender, and sex change in dwarf ginseng, *Panax trifolium* (Araliaceae). *Oecologia*, 87, 588–595.
- Sheridan PM, Karowe DN (2000) Inbreeding, outbreeding, and heterosis in the yellow pitcher plant, *Sarracenia flava* (Sarraceniaceae), in Virginia. *American Journal of Botany*, 87, 1628–1633.
- Shi Y (2019) Effects of Nitrogen Input on Carbon and Nitrogen Transformations in Peatlands. PhD dissertation, Northeast Normal University, Changchun. (in Chinese with English abstract) [施瑶 (2019) 氮输入对泥炭沼泽碳氮转化的影响研究. 博士学位论文, 东北师范大学, 长春.]
- Vallejo-Marín M, Rausher MD (2007) Selection through female fitness helps to explain the maintenance of male flowers. *The American Naturalist*, 169, 563–568.
- Vassiliadis C, Lepart J, Saumitou-Laprade P, Vernet P (2000) Self-incompatibility and male fertilization success in *Phillyrea angustifolia* (Oleaceae). *International Journal of Plant Sciences*, 161, 393–402.
- Wang J, Zhai YX, Zhang AQ (2018) Temporal variation of plant sexes in a wild population of *Tulipa sinkiangensis* over seven years. *Biodiversity Science*, 26, 519–526. (in Chinese with English abstract) [王娟, 翟雅芯, 张爱勤 (2018) 新疆郁金香一居群个体性别7年的动态变化. *生物多样性*, 26, 519–526.]
- Wang LB, Huang YH, Fan CY, Zhang XN, Wang J (2020) Study on gender differentiation of reproduction cost in *Rhamnus schneideri* var. *manshurica*. *Journal of Central South University of Forestry & Technology*, 40(12), 69–74. (in Chinese with English abstract) [王俪玢, 黄云浩, 范春雨, 张新娜, 王娟 (2020) 东北鼠李生殖耗费的性别分异研究. *中南林业科技大学学报*, 40(12), 69–74.]
- Wang Q, Ao YY, Li WQ, Qin F, Yang SQ, Ding B, Deng HP (2020) Sex ratio and spatial pattern of *Eurya loquaiana* population in Jinyun Mountain. *Acta Ecologica Sinica*, 40, 6057–6066. (in Chinese with English abstract) [王茜, 敖艳艳, 李文巧, 秦菲, 杨思琴, 丁博, 邓洪平 (2020) 缙云山细枝种种群性比及空间分布. *生态学报*, 40, 6057–6066.]
- Webb CJ, Lloyd DG (1986) The avoidance of interference between the presentation of pollen and stigmas in angiosperms II. Herkogamy. *New Zealand Journal of Botany*, 24, 163–178.
- Weller SG (2009) The different forms of flowers—What have we learned since Darwin? *Botanical Journal of the Linnean Society*, 160, 249–261.
- Yakimowski SB, Barrett SCH (2014) Variation and evolution of sex ratios at the northern range limit of a sexually polymorphic plant. *Journal of Evolutionary Biology*, 27, 1454–1466.
- Yu CB, Cui KF, Xu JD, Huang LY, Ma HY, Feng XC, Jin ZJ (2019) Growth habits and artificial domestication cultivation techniques of *Lilium megalanthum* in Changbai Mountain area. *Journal of Beihua University (Natural Science)*, 20, 451–454. (in Chinese with English abstract) [于长宝, 崔凯峰, 徐金丹, 黄利亚, 马宏宇, 冯秀春, 金哲军 (2019) 长白山区大花百合生长习性与人工驯化栽培技术. *北华大学学报(自然科学版)*, 20, 451–454.]
- Yuan C, Tan L, Xu L, Tong X, You ZQ, Chen Y (2021) Linking the pollen supply patterns of *Ficus tikoua* to its potential suitable areas and key environmental factors. *Acta Ecologica Sinica*, 41, 2384–2397. (in Chinese with English abstract) [袁川, 谭露, 徐亮, 童鑫, 游章强, 陈艳 (2021) 地果花粉供应格局成因和适生区分析. *生态学报*, 41, 2384–2397.]
- Zhang DY, Jiang XH (2002) Size-dependent resource allocation and sex allocation in herbaceous perennial plants. *Journal of Evolutionary Biology*, 15, 74–83.
- Zhang T, Tan DY (2008) Adaptive significances of sexual system in andromonoecious *Capparis spinosa* (Capparaceae). *Journal of Systematics and Evolution*, 46, 861–873. (in Chinese with English abstract) [张涛, 谭敦炎 (2008) 刺山柑雄全同株性系统的适应意义. *植物分类学报*, 46, 861–873.]
- Zhang ZC, Tan DY (2012) Floral sex allocation and flowering pattern in the andromonoecious *Soranthus meyeri* (Apiaceae). *Chinese Journal of Plant Ecology*, 36, 63–71. (in Chinese with English abstract) [张振春, 谭敦炎 (2012) 雄全同株植物簇花芹花期性别分配与开花式样. *植物生态学报*, 36, 63–71.]
- Zhang ZQ, Zhu XF, Sun H, Yang YP, Barrett SCH (2014) Size-dependent gender modification in *Lilium apertum* (Liliaceae): Does this species exhibit gender diphasy? *Annals of Botany*, 114, 441–453.
- Zhou Y (2006) Quantitative study of conservation priority of the rare and threatened ornamental plants in Changbai Mountains. *Journal of Wuhan Botanical Research*, 24, 357–364. (in Chinese with English abstract) [周繇 (2006) 长白山区珍稀濒危观赏植物优先保护定量研究. *武汉植物学研究*, 24, 357–364.]

(责任编辑: 张大勇 责任编辑: 时意专)



•研究报告•

# 南水北调中线工程对海河流域鱼类入侵风险分析

李雪健<sup>1,2</sup>, 唐文乔<sup>1\*</sup>, 赵亚辉<sup>2\*</sup>

1. 上海海洋大学海洋动物系统分类与进化上海高校重点实验室, 上海 201306; 2. 中国科学院动物研究所动物进化与系统学重点实验室, 北京 100101

**摘要:** 海河流域是南水北调中线工程的受水区之一, 为评估中线工程引发海河流域鱼类入侵的风险, 本研究统计了南水北调引水区和受水区海河流域鱼类物种多样性差异, 采用水生生物入侵能力筛查系统(aquatic species invasiveness screening kit, AS-ISK)和外来鱼类入侵风险评估体系筛选引水区有入侵风险的鱼类物种, 并用MaxEnt模型预测有入侵风险的鱼类物种在海河流域的潜在适生区。结果表明, 丁鲶(*Tinca tinca*)、陈氏新银鱼(*Neosalanx tangkahkeii*)和大口鲶(*Silurus meridionalis*)是具有高入侵风险的鱼类, 另有3种鱼类具有中入侵风险, 均需重点监控; 而具入侵风险鱼类的适生区预测结果表明, 海河流域南部的徒骇马颊河水系、海河水系的漳卫南运河以及环渤海地区的河流是极易发生鱼类入侵的水域。因此在海河流域高入侵风险水域应开展持续性的水生生物监测, 针对具有高入侵风险的鱼类应进行早期筛查, 此外在水资源利用和分配上应加强管理, 从源头上杜绝鱼类入侵的发生, 还应尽快开展针对东线工程的鱼类资源调查和入侵风险评估工作。

**关键词:** 海河流域; 引水区; 南水北调中线工程; 鱼类入侵; AS-ISK

李雪健, 唐文乔, 赵亚辉 (2021) 南水北调中线工程对海河流域鱼类入侵风险分析. 生物多样性, 29, 1336–1347. doi: 10.17520/biods.2021130.

Li XJ, Tang WQ, Zhao YH (2021) Risk analysis of fish invasion in Haihe River Basin caused by the central route of the South-to-North Water Diversion Project. Biodiversity Science, 29, 1336–1347. doi: 10.17520/biods.2021130.

## Risk analysis of fish invasion in Haihe River Basin caused by the central route of the South-to-North Water Diversion Project

Xuejian Li<sup>1,2</sup>, Wenqiao Tang<sup>1\*</sup>, Yahui Zhao<sup>2\*</sup>

1 Shanghai Universities Key Laboratory of Marine Animal Taxonomy and Evolution, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306

2 Key Laboratory of Zoological Systematics and Evolution, Institute of Zoology, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101

### ABSTRACT

**Aims:** The Haihe River Basin is one of the seven main river basins in China. It also receives water from the central route of the South-to-North Water Diversion Project. Due to the combined effect of human activity and climate change, river degradation became the primary problem of Haihe River Basin over several decades. The South-to-North Water Diversion Project can improve the environment in this river basin, but it can also bring the risk of fish invasion. Therefore, this research was conducted to assess the risk of fish invasion in Haihe River Basin caused by this project.

**Methods:** Based on a field investigation and an analysis of the relevant research, differences in the fish species between the water diversion area and the water receiving area (Haihe River Basin) of South-to-North Water Diversion Project were evaluated. A risk assessment system for invasion of alien fishes and an aquatic species invasiveness screening kit V2.3 were used to assess the invasion risk of fish species which are not naturally distributed in Haihe River Basin. MaxEnt model was used to predict the potential distribution of fish species with invasion risk in Haihe River Basin.

**Results:** The scoring results of the risk assessment system and the aquatic species invasiveness screening kit showed that *Tinca tinca*, *Neosalanx tangkahkeii* and *Silurus meridionalis* have a high invasion risk, and that *Odontobutis sinensis*, *Pelteobagrus nitidus* and *Siniperca kneri* have a medium invasion risk. According to the prediction of potential geographic distribution areas conducted by MaxEnt, the Tuhaimajiahe River system, Zhangwei south Canal, and coastal rivers around the Bohai Sea are prone to fish invasion.

收稿日期: 2021-04-09; 接受日期: 2021-07-14

基金项目: 生态环境部生物多样性调查评估项目(2019HJ2096001006)、中国生物多样性监测与研究网络-内陆水体鱼类多样性监测专项网和国家科技基础资源调查专项(2019FY101800)

\* 共同通讯作者 Co-authors for correspondence. E-mail: wqtang@shou.edu.cn; zhaoyh@ioz.ac.cn

**Conclusions:** Aquatic organisms in the water-receiving area of Haihe River Basin should be continuously monitored, especially in areas most prone to fish invasion, for fish species with high invasion risk. A specific early screening system should be established. In addition, the fish resource investigation and invasion risk assessment for the Eastern Route Project should be carried out as soon as possible.

**Key words:** Haihe River Basin; water diversion area; central route of the South-to-North Water Diversion Project; fish invasion; AS-ISK

鱼类入侵是指鱼类受人为因素的影响到达历史上没有种群分布的水域系统, 进行自然繁殖, 最终维持种群稳定且带来负面影响的生态过程(潘勇等, 2007; 酃珊等, 2016)。鱼类入侵会对当地水域的生态环境、水生生物多样性等造成严重的危害: (1) 入侵鱼类通过捕食和种间竞争等方式, 改变水域原有食物网的结构和功能, 抢占和挤压水域内具有相同或相似生态位土著鱼类的食物及生存空间, 影响近缘种的遗传稳定性, 造成土著鱼类物种多样性下降、资源濒危(陈银瑞等, 1998; 魏辅文等, 2014); (2) 入侵鱼类的大量繁殖会改变水环境内水生植物、底栖、浮游生物的种类和数量, 进而导致水域内温度、溶氧量等理化性质改变, 破坏水域土著生物的栖息地环境, 引发更多物种入侵(Pimentel et al, 2000; 胡隐昌等, 2006); (3) 入侵鱼类还可能携带病原体, 传播疾病, 给水生生物乃至人类的生命安全带来影响(张巧和郝建锋, 2011; 酃珊等, 2016)。因水利工程建设而引发鱼类入侵的发生, 在历史上已有过相关报道, 如加拿大1829年修建的韦兰运河引发七鳃鳗(*Lampetra japonicum*)从安大略湖往伊利湖入侵, 继而又蔓延至其他湖区(Ashworth, 1986), 苏伊士运河修建后引发大量红海水生生物对地中海海域的入侵, 其中包括多种鱼类如黑缘单鳍鱼(*Pempheris vanicolensis*)、点带棘鳞鱼(*Sargocentron rubrum*)等(Mooney & Cleland, 2001), 美国亚利桑那州运河的修建也被认为是罗非鱼(*Oreochromis mossambicus*)入侵亚利桑那州内陆水体的主要途径(潘勇等, 2006); 我国的雅砻江二滩水电站、长江三峡水利枢纽工程在建成后, 也在库区内发现了麦穗鱼(*Pseudorasbora parva*)、食蚊鱼(*Gambusia affinis*)等外来鱼类(张登成和郑娇莉, 2019)。

南水北调是我国为解决水资源南北分配不均, 缓解北方地区水资源短缺的战略性工程, 分为东、中、西三条线路(汪易森和杨元月, 2005)。其中中线工程是从位于长江水系最大支流汉江中上游的丹

江口水库取水, 输水干渠总长1,277 km, 自南向北分别跨越长江、淮河、黄河和海河四大流域, 地跨河南、河北、北京和天津四省市, 最终自流至北京市团城湖(郑和震等, 2016; 安晓明, 2019)。中线工程自2014年12月12日正式通水, 截至2020年12月12日, 6年累计调水348亿 $m^3$ (王慧, 2020)。海河流域是南水北调中线工程的受水区。广义的海河流域包括海河、滦河和徒骇马颊河水系。其中海河水系由漳卫南运河、子牙河、大清河、永定河、潮白河、北运河、蓟运河7条河流组成(徐和龙, 2019)。从行政区划上, 海河流域包括北京市、天津市、河北省的绝大部分, 以及山东省、陕西省、河南省、辽宁省和内蒙古自治区的一部分, 流域总面积32.06万 $km^2$ , 约占全国陆域总面积的3.3% (熊玉琳和赵娜, 2020)。

南水北调中线工程在跨流域调水过程中, 总干渠和天津干渠等穿越大小河流约700条(熊雁晖等, 2010), 虽然交叉口全部采取立交方式穿越, 但仍可能通过调节水库、河道洪水漫溢等方式发生河水串流(尹炜等, 2020), 进而引发鱼类入侵。海河流域是我国极度缺水地区, 水资源总量少, 人均水资源占有量仅为全国平均水平的13%, 开发利用程度极高, 河道大量断流, 湖泊湿地萎缩, 水生生态结构不稳定, 水生生物多样性低(汪林等, 2009; 王乙震等, 2017), 相对简单的生境更容易发生生物入侵(Elton, 1958; 沈珍瑶等, 2016), 外来鱼类一旦成功入侵, 便很难将其从水生环境中彻底清除, 因而必须做好早期预防工作(Kolar & Lodge, 2001)。基于以上原因, 本研究结合历史资料和野外调查数据, 统计南水北调引水区汉江中上游流域和海河流域鱼类物种多样性差异, 利用外来鱼类入侵风险评估体系筛选有入侵风险的鱼类物种, 并用MaxEnt模型预测有入侵风险的鱼类物种在海河流域的潜在适生区, 以期海河流域的鱼类入侵防治和鱼类多样性以及水生生态环境的保护提供科学依据。



## 1 材料与方法

### 1.1 鱼类多样性数据

南水北调中线工程引水区与海河流域的位置关系如图1所示。海河流域鱼类物种多样性数据基于本团队近年的多次野外调查积累, 野外工作覆盖海河流域绝大部分区域, 此外还通过《北京及其邻近地区的鱼类》(张春光和赵亚辉, 2013)、《河北动物志: 鱼类》(王所安等, 2001)、《天津鱼类志》(李明德, 2011)等专著和研究报告进行补充; 引水区鱼类多样性数据基于作者2018年对丹江口水库及其上游汉江干流和部分支流进行的鱼类调查和采集。鱼类的鉴定和分类工作依《中国动物志》鱼类已出版各卷册(陈宜瑜, 1998; 褚新洛等, 1999; 乐佩琦, 2000); 鱼类有效名称及分类系统均依照《中国生物物种名录(第二卷): 动物, 脊椎动物(V), 鱼类》(张春光等, 2020)。

### 1.2 鱼类入侵风险评估

根据引水区和海河流域的鱼类物种多样性差异选择鱼类物种进行入侵风险评估。鱼类入侵风险评估基于2种方法进行, 分别是鱼类入侵风险评估体系(窦寅等, 2011)和水生物种入侵力评价软件包(aquatic species invasiveness screening kit V2.3, AS-ISK) (Copp et al, 2016)。

鱼类入侵风险评估体系基于鱼类入侵和控制

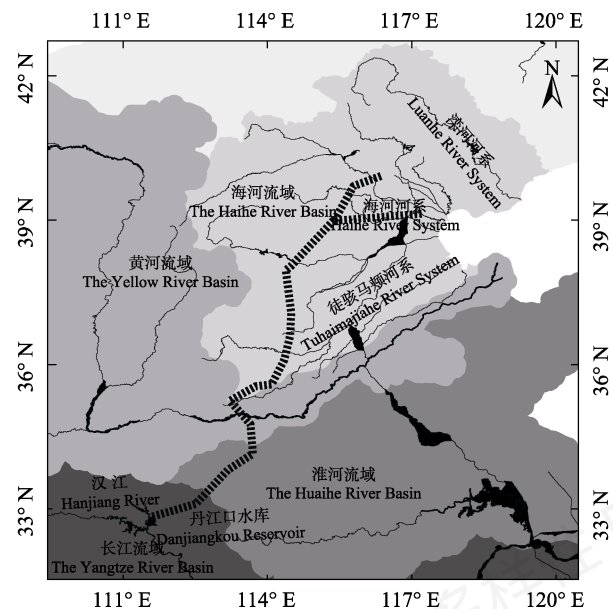


图1 南水北调中线工程示意图

Fig. 1 Map of the central route of the South-to-North Water Diversion Project

的发生过程, 设立5个一级指标、12个二级指标和44个三级指标, 每个三级指标对应不同分值。根据三级指标分值可计算鱼类入侵风险总分值, 计算公式如下:

$$W = \sum_{i=1}^5 a_i \sum_{j=1}^m a_{ij} \sum_{k=1}^n a_{ijk} P_{ijk} \quad (1)$$

公式中,  $W$ 代表外来鱼类入侵风险评估总分值;  $i$ 代表一级指标的权重分值;  $ij$ 代表二级指标的权重分值;  $ijk$ 代表三级指标的权重分值;  $P_{ijk}$ 代表三级指标的评估值;  $n$ 代表第 $i$ 个一级指标下的第 $j$ 个二级指标下的三级指标个数;  $m$ 代表第 $i$ 个一级指标下的二级指标个数。

根据鱼类入侵风险总分值, 可判断相应鱼类物种的入侵风险级别, 入侵风险共分为三级: 较低入侵风险(0–0.700), 中入侵风险(0.700–1.000), 高入侵风险(1.000–2.000)。

AS-ISK由2个评估模块共计55个问题组成, 其中基本风险评估模块(basic risk assessment, BRA)包括49个问题, 涉及被评估物种的生物学信息、生物地理信息以及生态学信息等方面; 气候变化评估模块(climate change assessment, CCA)包括6个问题, 主要内容为预测评估区域未来气候变化对被评估生物和基本风险评估模块评估结果的潜在影响。此外, AS-ISK要求对每个问题的回答结果进行置信度评估, 分为4个置信级别(confidence level, CL): 低 = 1, 中 = 2, 高 = 3, 非常高 = 4 (Interesova et al, 2020; Ruykys et al, 2021)。

AS-ISK入侵风险评估结果包括基本风险得分(BRA, 得分范围: –20至68)和综合得分(BRA + CCA, 得分范围: –32至80), 分值小于1表示无入侵风险, 分值大于1表示具有入侵风险。使用受试者操作特征(receiver operating characteristic, ROC)曲线分析得到的曲线下面积(area under curve, AUC)评估结果的准确性, 使用约登指数(Youden's index)确定阈值以区分具有入侵风险结果中的中风险物种与高风险物种。根据每个回答的置信度级别计算置信因子, 计算公式如下:

$$CF = \sum_{i=1}^{55} (CL_{Qi}) / (4 \times 55) \quad (2)$$

公式中,  $CF$ 代表置信因子(confidence factor),  $CL$ 代

表置信级别,  $CL_{Q_i}$ 代表第*i*个问题的置信度级别。

### 1.3 鱼类潜在适生区预测

根据鱼类入侵风险评估得到的结果, 选择中入侵风险和高入侵风险的鱼类进行海河流域潜在适生区预测。鱼类潜在适生区预测使用MaxEnt模型, 此软件基于“最大熵理论”编写, 可通过物种自然分布信息和分布区及目标区的环境变量数据预测物种在目标区的潜在适生区(Phillips et al, 2006), MaxEnt目前已广泛用于鱼类及其他生物的入侵强度分析和适生区预测中并取得了不错的效果(孙文涛和刘雅婷, 2010)。

鱼类物种分布的经纬度数据来自野外采集、中国科学院动物研究所鱼类标本馆以及查询世界鱼类数据库(FishBase, <https://www.fishbase.de>)、生物物种名录(Catalogue of Life, <http://www.sp2000.org.cn>)等方法获得, 为保证预测的准确度, 每个物种均收集不低于100条分布信息。

本研究采用的环境变量数据来自于全球气候数据网(WorldClim, <http://www.worldclim.org>)提供的50年(1950–2000)生物气候数据集, 该数据集包含19种环境气候变量(附录1), 分辨率为30"。本研究采用的地理地图来自于国家基础地理信息中心提供的1:400万全国基本地理数据集。

鱼类物种的分布信息与环境变量数据一起输入MaxEnt, 其中鱼类分布信息随机选取80%的点作为训练数据(training data)用于建立模型, 20%的点作为测试数据(test data)以验证模型, 其他参数设置为模型默认值。最后使用ArcGIS 10.2软件将预测结果与地理底图叠加, 得到鱼类潜在适生区预测图。

## 2 结果

### 2.1 南水北调中线工程引水区鱼类多样性

南水北调中线工程引水区丹江口水库及其上游汉江流域干流和部分支流(以下简称引水区)的鱼类多样性调查结果如附录2所示, 根据调查结果, 引水区当前分布鱼类合计103种, 隶属于8目20科10亚科, 其中鲤形目物种数最多, 共有63种, 占引水区鱼类物种总数的61%; 鲇形目次之, 共有17种; 鲈形目有10种; 颌针鱼目4种; 胡瓜鱼目3种; 鲑形目、合鳃鱼目各有2种; 刺鱼目只有1种。科级组成方面, 鲤科鱼类物种数最多, 共有53种; 其次是鳅科11种, 花鳅科6种。

### 2.2 鱼类入侵风险评估

根据引水区鱼类多样性的调查结果, 与海河流域的鱼类物种多样性进行差异性比较, 使用鱼类入侵风险评估体系对差异鱼类物种进行评估。引水区与海河流域鱼类物种差异性比较结果如附录2所示, 在引水区存在而在海河流域无自然分布的物种有18种。

根据海河流域的水环境信息以及相关鱼类的生物学研究等对在引水区存在而在海河流域无自然分布的18种鱼类进行入侵风险评估。基于鱼类入侵风险评估体系, 以丁鲶(*Tinca tinca*)为例, 44个三级指标的评分结果如表1所示。

根据三级指标分值计算鱼类入侵风险总分值并根据计算结果确定风险级别。如表2所示, 高入侵风险(1.000–2.000)鱼类3种, 分别是丁鲶(1.156)、陈氏新银鱼(*Neosalanx tangkahkeii*, 1.127)、大口鲈(*Silurus meridionalis*, 1.074); 中入侵风险(0.700–1.000)的3种, 分别是中华沙塘鳢(*Odontobutis sinensis*, 0.961)、光泽黄颡鱼(*Pelteobagrus nitidus*, 0.929)、大眼鳊(*Siniperca kneri*, 0.926); 其余12种鱼类入侵风险较低(0–0.700)。

基于水生生物入侵能力筛查系统(AS-ISK)的评估结果如表3所示。ROC曲线分析得到的基本风险得分(BRA)曲线下面积为0.570–1.000 (95%置信区间), 综合得分(BRA + CCA)曲线下面积为0.791–1.000 (95%置信区间), 以上AUC值均大于0.5, 表明AS-ISK辨别力较好, 能够在被评估区域准确区分非入侵种和入侵种。约登指数显示阈值分别为29.75 (BRA)和35.5 (BRA + CCA), 即表示BRA得分在1–29.75为中等风险, 29.75–68为高风险, BRA + CCA得分在1–35.5为中等风险, 35.5–80为高风险。根据阈值, 大口鲈、中华沙塘鳢、丁鲶、陈氏新银鱼是具有高入侵风险的鱼类, 光泽黄颡鱼具中等入侵风险, 其余13种鱼类无入侵风险或入侵风险低。

### 2.3 具入侵风险鱼类的潜在适生区预测

根据鱼类入侵风险评估的结果, 基于MaxEnt模型对具入侵风险的鱼类在海河流域的潜在适生区进行预测, 预测结果如图2所示, 丁鲶、大口鲈、陈氏新银鱼和中华沙塘鳢的潜在适生区范围较大, 其中丁鲶的潜在适生区基本覆盖整个海河流域, 大口鲈、陈氏新银鱼和中华沙塘鳢的潜在适生区集

表1 丁鲶的三级指标分值

Table 1 The score of the third level index of *Tinca tinca*

指标名称 Name of the third level index	分值 Score	指标名称 Name of the third level index	分值 Score
是否存在入侵史 Invasion history: happened or not	2	个体或繁殖体在运输环境的存活率 Survival rate in transportation environment of Individual or propagule	2
对入侵地区本地种的影响 Impact on native species of intrusion area	1	迁徙范围 Migration range	0
对入侵地区生态环境的影响 Impact on the environment of intrusion area	1	水域可流通性 Water circulatability	1
对入侵地区经济贸易的影响 Impact on the economy of intrusion area	0	水域受自然干扰次数 Circumstance of disturbance in water area	1
人工养殖规模 Scale of captive breeding	1	被目的性引种与传播的程度 Circumstance of introduction and dissemination	2
人工养殖分布 Distribution of captive breeding	1	评估区渔业水产业发展的程度 Circumstance of fishery of evaluation area	1
自然生态系统中的分布 Distribution in natural ecosystems	1	其他人为活动强度 Circumstance of other human activities	1
对水温的适应情况 Adaptation to water temperature	2	繁殖干扰 Reproductive interference	0
对水化因子的适应情况 Adaptation to hydration factors	2	捕食危害 Predation hazard	1
对水文条件的适应情况 Adaptation to hydrological conditions	1	竞争压力 Pressure of competition	1
存在天然饵料资源的情况 Circumstance of natural bait: exist or not	2	是否为病原体的媒介动物 Vectors of pathogens: yes or no	0
存在有效天敌的情况 Circumstance of natural enemies: exist or not	2	对自然景观的影响 Impact on landscape	0
存在竞争压力的情况 Circumstance of competitive pressure: exist or not	2	对水环境质量的影响 Impact on water environment	0
遗传多样性高低 Circumstance of genetic diversity	1	是否为人畜病原体的媒介动物 Vector animal for human and animal: yes or no	1
生长速度 Growth rate	2	个体及其分泌物对人畜的危害 Harm of individuals and their secretions	0
初次性成熟年龄 Age of initial sexual maturation	1	对经济活动的影响 Impact on the economy	1
繁殖次数 Breeding times	2	引入渠道的规范性 Normalization of the process of introduction	0
年繁殖量 Annual reproduction	2	使用程序的规范性 Normalization of procedures	0
繁殖方式 Reproduction methods	0	公众对该外来鱼入侵的防范意识 Prevention consciousness of fish invasion	2
育幼行为 Child-rearing behavior	0	现有控制技术 Existing control technology	2
个体形态特征可分辨程度 Degree of discrimination of individual characteristic	1	控制所需成本 Cost required	1
繁殖体形态特征 Morphological characteristics of propagules	2	控制造成的负面效应 Negative effects caused by control	1

表2 基于外来鱼类入侵风险评估体系的评估结果

Table 2 The results of risk assessment system for invasion of alien fishes

物种 Species	评估结果 Results	风险级别 Risk level	物种 Species	评估结果 Results	风险级别 Risk level
丁鲶 <i>Tinca tinca</i>	1.156	高入侵风险 High invasion risk	宜昌鳅鲃 <i>Gobiobotia filifer</i>	0.558	低入侵风险 Low invasion risk
陈氏新银鱼 <i>Neosalanx tangkahkeii</i>	1.127		中华纹胸鮡 <i>Glyptothorax sinensis</i>	0.543	
大口鲶 <i>Silurus meridionalis</i>	1.074		嘉陵颌须鮡 <i>Gnathopogon herzensteini</i>	0.515	
中华沙塘鳢 <i>Odontobutis sinensis</i>	0.961	中入侵风险 Medium invasion risk	细纹颌须鮡 <i>Gnathopogon taeniellus</i>	0.509	
光泽黄颡鱼 <i>Pelteobagrus nitidus</i>	0.929		白缘鮡 <i>Liobagrus marginatus</i>	0.451	
大眼鳊 <i>Siniperca kneri</i>	0.926		拟缘鮡 <i>Liobagrus marginatoides</i>	0.432	
切尾拟鲮 <i>Pseudobagrus truncatus</i>	0.686	低入侵风险 Low invasion risk	川陕哲罗鲑 <i>Hucho bleekeri</i>	0.394	
吻鮡 <i>Rhinogobio typus</i>	0.684		司氏鮡 <i>Liobagrus styani</i>	0.325	
短须颌须鮡 <i>Gnathopogon imberbis</i>	0.667		秦岭细鳞鲑 <i>Brachymystax tsinlingensis</i>	0.212	



表3 基于水生生物入侵能力筛查系统(AS-ISK)的评估结果

Table 3 The results of aquatic species invasiveness screening kit V2.3 (AS-ISK)

物种 Species	评估结果 Results				置信度 Confidence		
	BRA	Level	BRA + CCA	Level	BRA	CCA	BRA + CCA
大口鲶 <i>Silurus meridionalis</i>	48	高 High	60	高 High	0.99	0.84	0.99
中华沙塘鳢 <i>Odontobutis sinensis</i>	37	高 High	43	高 High	0.99	0.88	0.98
丁鲶 <i>Tinca tinca</i>	33	高 High	45	高 High	0.99	0.96	0.99
陈氏新银鱼 <i>Neosalanx tangkahkeii</i>	31.5	高 High	43.5	高 High	0.95	0.83	0.94
光泽黄颡鱼 <i>Pelteobagrus nitidus</i>	28	中 Medium	32	中 Medium	0.99	0.72	0.88
拟缘鲮 <i>Liobagrus marginatoides</i>	1	低 Low	-3	低 Low	0.92	0.71	0.90
司氏鲮 <i>Liobagrus styani</i>	1	低 Low	-7	低 Low	0.93	0.83	0.92
宜昌鳅鲈 <i>Gobiobotia filifer</i>	0	低 Low	-6	低 Low	0.91	0.92	0.91
细纹颌须鲈 <i>Gnathopogon taeniellus</i>	-0.5	低 Low	-0.5	低 Low	0.91	0.75	0.89
秦岭细鳞鲃 <i>Brachymystax tsinlingensis</i>	-1	低 Low	-13	低 Low	0.95	0.91	0.95
切尾拟鲮 <i>Pseudobagrus truncatus</i>	-2.5	低 Low	-6.5	低 Low	0.84	0.75	0.83
吻鲈 <i>Rhinogobio typus</i>	-3.5	低 Low	-7.5	低 Low	0.90	0.75	0.89
中华纹胸鲃 <i>Glyptothorax sinensis</i>	-4	低 Low	-4	低 Low	0.91	0.79	0.90
川陕哲罗鲑 <i>Hucho bleekeri</i>	-5	低 Low	-17	低 Low	0.96	0.92	0.97
大眼鲈 <i>Siniperca kneri</i>	-8	低 Low	-6	低 Low	0.99	0.75	0.96
短须颌须鲈 <i>Gnathopogon imberbis</i>	-9	低 Low	-11	低 Low	0.95	0.83	0.94
嘉陵颌须鲈 <i>Gnathopogon herzensteini</i>	-9	低 Low	-17	低 Low	0.88	0.75	0.86
白缘鲮 <i>Liobagrus marginatus</i>	-10	低 Low	-12	低 Low	0.89	0.75	0.87

BRA: 基本风险评估模块; CCA: 气候变化评估模块。BRA, Basic risk assessment; CCA, Climate change assessment.

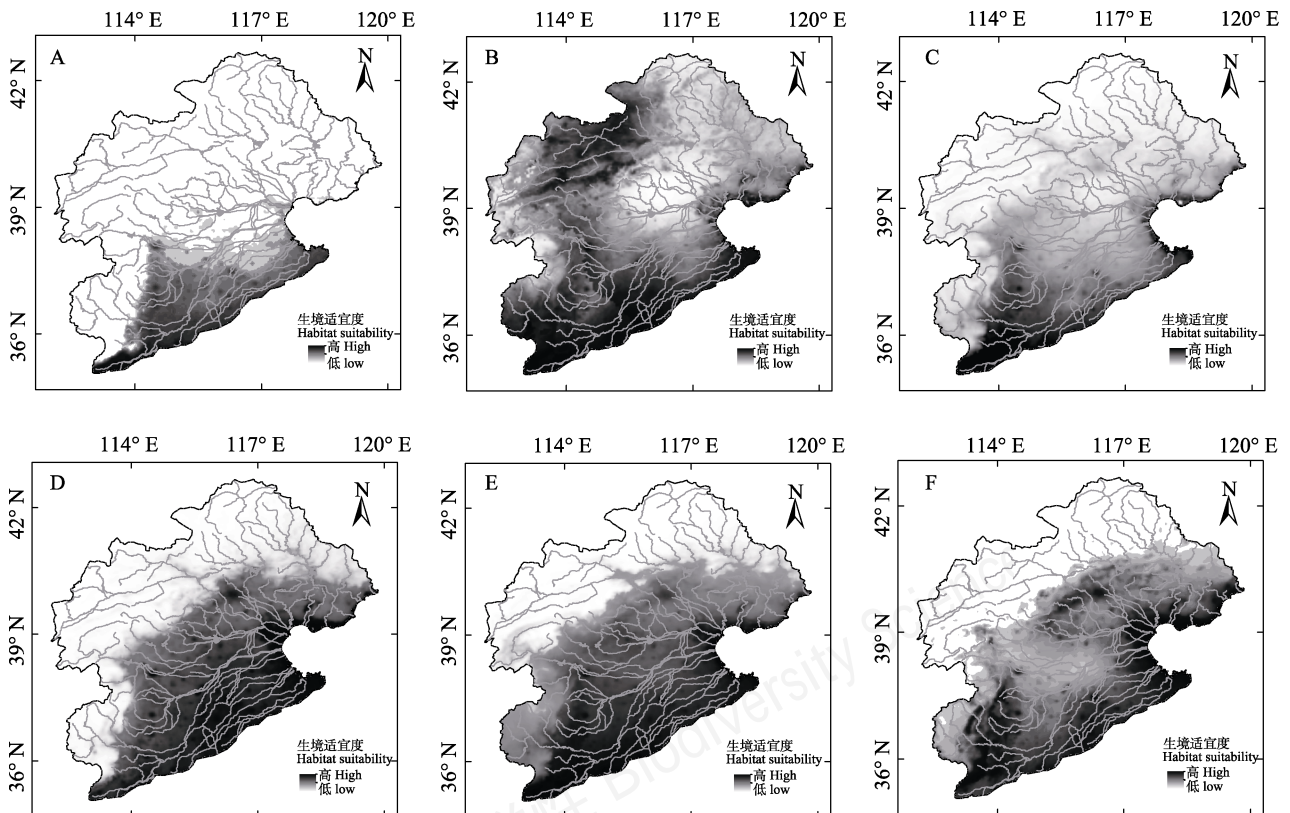


图2 具入侵风险鱼类在海河流域潜在适生区预测结果。A: 大眼鲈; B: 丁鲶; C: 光泽黄颡鱼; D: 中华沙塘鳢; E: 陈氏新银鱼; F: 大口鲶。

Fig. 2 The results of the potential habitat prediction of fish with invasion risk in Haihe River Basin. A, *Siniperca kneri*; B, *Tinca tinca*; C, *Pelteobagrus nitidus*; D, *Odontobutis sinensis*; E, *Neosalanx tangkahkeii*; F, *Silurus meridionalis*.

中在海河流域的南部和东南部, 在海河流域的生境适宜程度最高。光泽黄颡鱼和大眼鳊的潜在适生区面积相对较小, 集中在海河流域的南部和西南部地区。

从河流方面来看, 海河水系南系的漳卫南运河, 徒骇马颊河水系的徒骇河和马颊河是发生鱼类入侵风险最高的河流, 是绝大多数具入侵风险鱼类的生境适宜程度最高的地区; 此外, 海河水系环渤海地区的河流也是具有较高入侵风险的地区。海河流域东北部的滦河水系发生鱼类入侵的风险相对较低。

### 3 讨论

外来鱼类入侵风险评估体系与AS-ISK的评估结果均显示丁鲃、陈氏新银鱼和大口鲇是具有高入侵风险的鱼类。丁鲃原产于我国新疆的额尔齐斯河流域(冯新忠等, 2008), 已引入陕西、湖北、江西、浙江、广东等地推广养殖(张沾光, 2017), 作者在引水区鱼类多样性调查时已在自然水体中发现其分布, 这表明其在引水区可能已经成功入侵。根据MaxEnt模型的丁鲃适生区预测, 其在海河流域的适生区范围最大, 除去海河流域南部的徒骇马颊河水系之外, 在海河水系永定河上游的生境适合度也较高。丁鲃具有食性广、耐低温低氧、生长繁殖速度快、对环境的适应能力较强的特点(于潇等, 2020), 若其成功入侵可能会通过种间竞争的方式挤压土著鱼类的生存空间、抢夺食物来源, 从而降低海河流域的鱼类多样性。丁鲃寿命可达20年, 2龄后即可繁殖, 繁殖期在5–10月, 且可多次产卵, 盐度耐受可达12‰(Kottelat & Freyhof, 2007), 因此在河口区亦要监测该物种的入侵状况, 根据中线工程特点, 重点防范鱼卵和仔稚鱼的输入; 在引水区, 应加强对其相关育苗场、养殖场的管理, 严防养殖过程中的逃逸问题。

陈氏新银鱼和大口鲇均是具有入侵历史的鱼类, 其入侵方式主要是在人为引进和后续养殖过程中逃逸至天然水体(陈银瑞等, 1998; 王迪等, 2009)。陈氏新银鱼主要分布在长江中下游及其支流, 其作为重要的经济鱼类被广泛引种后, 目前已在云南省和贵州省的部分河流湖泊形成入侵种群, 对当地的生态和环境造成了一定影响(熊飞等, 2008; 代应贵, 2017)。陈氏新银鱼适宜生存在湖泊水库等较

大水面生境(张洁, 2008), 因此在其潜在分布区内的岳城水库、东昌湖等应严加防范。大口鲇原产于长江中上游流域, 同样受养殖引入的影响, 目前其在云南省部分地区和广西十万大山地区的天然水体中广泛存在(赵亚辉和张春光, 2001; 赵亚辉等, 2002)。由于大口鲇喜栖居于江河中, 特别是未来水资源供给充沛后, 其入侵防范的重点主要在江河生境, 如卫河、徒骇河等。

海河流域南部的徒骇马颊河水系和海河水系的漳卫南运河以及环渤海地区的河流是极易发生鱼类入侵的水域, 这可能与该地区相对较高的气温有关。温度是影响鱼类分布的重要因素之一(殷名称, 1995), 以大眼鳊预测结果的环境气候变量的贡献率为例(图3), 温度相关的变量最干季平均温度(bio9)、最暖季平均温度(bio10)和最冷月最低温(bio6)对于大眼鳊在海河流域的分布起到最大的影响作用, 其贡献率合计为84.3%。而与降水相关的环境变量如最暖季降水量(bio18)、最湿月降水量(bio13)等对预测结果的影响较小。大眼鳊的适生区预测结果与海河流域气温从东南向西北逐渐降低的总趋势相一致(袁再健等, 2009)。此外在当前全球气候变暖的背景下, 海河流域年平均气温也呈现逐年上升的趋势(郝春洋等, 2010; 王永财等, 2014), 因此不能排除具入侵风险鱼类的适生范围继续扩大的可能性。

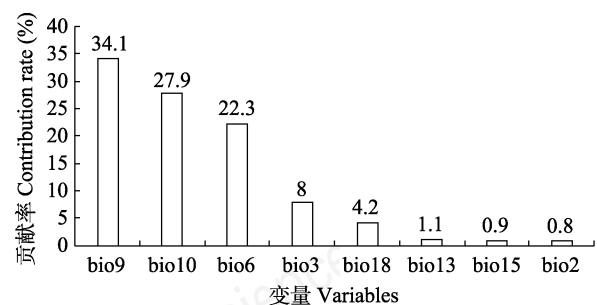


图3 大眼鳊适生区预测结果的环境变量的贡献率。bio9: 最干季平均温度; bio10: 最暖季平均温度; bio6: 最冷月最低温; bio3: 等温性; bio18: 最暖季降水量; bio13: 最湿月降水量; bio15: 降水量变异系数; bio2: 昼夜温差月均值。

Fig. 3 Contribution rate of environmental variables about the potential habitat prediction of *Siniperca kneri*. bio9, Mean temperature of the driest quarter; bio10, Mean temperature of the warmest quarter; bio6, Min temperature of the coldest month; bio3, Isothermality; bio18, Precipitation of the warmest quarter; bio13, Precipitation of wettest month; bio15, Precipitation seasonality; bio2, Mean diurnal range.

除了对土著鱼类和水生生态环境的直接危害外, 还应注意入侵的鱼类物种对入侵地近缘种鱼类的危害, 如大口鲶和鲇(*Silurus asotus*)、光泽黄颡鱼与黄颡鱼(*Pelteobagrus fulvidraco*), 其中鲇和黄颡鱼均为在海河流域广泛分布的鱼类。入侵鱼类对入侵地近缘种的影响主要体现在以下两个方面: 部分入侵鱼类通过与本地土著鱼类的杂交影响土著鱼类种群遗传稳定性和独立性, 引发土著鱼类的种群资源量下降、性状多样性降低等(杨小林和王德良, 2007; 王迪等, 2008), 如欧洲的入侵鱼类鲫(*Carassius auratus*)与本地欧洲鲫(*C. carassius*)杂交, 导致欧洲鲫种群数量下降(Smartt, 2007), 分布于我国云南高原湖泊的国家II级重点保护鱼类大头鲤(*Cyprinus pellegrini*)与外来鲤(*C. carpio*)的渐渗杂交在星云湖广泛发生, 相关研究表明, 星云湖纯种大头鲤已经灭绝(杨君兴等, 2013)。其次, 部分近缘生物间虽不能杂交产生后代, 但由于它们在求偶行为及雌雄相互作用中存在许多相同或相似之处, 入侵种可能对土著种的交配产生干扰, 使得土著种的交配频率下降, 种群数量降低, 进而广泛入侵并取代近缘种, 这一生物入侵行为机制被称为“非对称交配互作”(Liu et al, 2007; 刘树生, 2008)。

对入侵生物潜在适生区的预测是早期预警和防治生物入侵的重要方法之一(Austin, 2002), MaxEnt模型在生物入侵研究领域已经有了广泛的应用, 如张熙鹭等(2014)使用MaxEnt模型预测了麦穗鱼和鲫的全球适生区, 但是应用该模型预测的物种多是已经被证实具有高入侵风险或已经在部分区域成功入侵的物种, 如罗非鱼、食蚊鱼等(潘勇等, 2006; 成新跃和徐汝梅, 2007)。在南水北调这样的跨流域调水工程中, 受调水影响可能从引水区到达海河流域的鱼类物种数量较多, 但并非所有的外来鱼类都会形成入侵, 因而有必要进行入侵风险评估, 筛选出具有入侵风险的鱼类物种。本研究采用了两种入侵风险计算的方法对鱼类的入侵风险进行量化后, 再利用MaxEnt模型预测具有入侵风险的鱼类物种的潜在适生区, 可以简化评估过程, 同时MaxEnt模型的预测结果也可以对鱼类入侵风险评估的准确性起到验证作用。从本研究的结果来看, 在海河流域具高入侵风险的鱼类如丁鲶、大口鲶、陈氏新银鱼等潜在适生区范围较大, 而入侵风险相对较低的鱼类如大眼鲈、光泽黄颡鱼等, 其潜在适

生区范围也比较狭窄。




本研究采用了分别由国内、国外学者发布的两种入侵风险评估方法, 其中AS-ISK方法自2016年发布以来应用相当广泛, 评估了俄罗斯、越南、英国、巴尔干半岛等多个国家和地区的多种水生生物, 而相较之下我国学者发布的鱼类入侵风险评估体系(以下简称评估体系)应用极少, 但仅从评价结果来说, 两种方法具有较高的一致性, 这与其相似程度较高的评价内容有关, 两种评价方法均比较全面地覆盖了鱼类的生物学特征、评估区域的环境特征等方面, 均能准确地量化单个鱼类物种的入侵能力。但在评估过程中, 与AS-ISK方法相比, 评估体系也存在一些不足之处: 首先, 从方法设计的角度看, AS-ISK是一个完整的工具包, 评价者仅需回答完成各个问题即可得到评估结果, 而评估体系则需要评估者根据公式完成计算过程, 而且AS-ISK附带置信度得分, 能够更加真实地反映评估结果的准确性; 其次, 评估体系的部分评价指标缺乏明确的评价标准, 如个体形态特征可分辨程度(易分辨、较难分辨、极难分辨), 迁徙范围(一定范围、长距离迁徙), 评估区渔业水产业发展的程度(较低、一般、较高)等, 对评价结果的准确性可能会产生一定的影响。因此, 建议进一步完善评估体系的工作流程, 量化具体的评价标准, 如采用具体距离确定迁移范围的大小, 根据当地渔业水产业的总产值占比确定渔业发展程度的高低, 而难以量化的评价指标可予以删除, 如个体形态特征可分辨程度, 以简化评估过程并尽量消除主观评价对结果的影响。另外, 本研究进行适生区预测的MaxEnt模型仅仅依据物种分布信息进行预测, 并不涉及物种的生活史特征、种间关系以及区域的水文环境特征等影响因素, 这对预测结果的准确性会有一些影响(周海涛等, 2016), 并且来自同一流域的鱼类因其相近的分布范围往往能得到相似的预测结果。

生态补水是南水北调中线工程水资源利用的重要形式(楼晨笛等, 2019), 中线工程从2017年起, 已4次利用汛期洪水资源通过沿线退水闸向河南省、河北省的30余条河流的部分河道开展生态补水, 截至2018年11月生态补水总量累计达15.48亿 $m^3$ (刘远书等, 2019)。生态补水在改善河流环境的同时也增加了鱼类入侵的可能性, 根据本研究的主要结果以及海河流域的水环境现状, 为防范跨流域调水引



发鱼类入侵, 首先, 应在受水区特别是高入侵风险水域开展持续性的水生生物监测, 建立水生生物本底数据库; 其次, 针对具有高入侵风险的鱼类可通过其特定的生物学特征使用环境DNA等技术手段进行早期筛查, 如Imamura等(2020)提出利用环境DNA技术可以在早期入侵阶段检测到虹鳟(*Oncorhynchus mykiss*)等鱼类, George等(2021)也基于环境DNA技术开展了入侵鱼类圆口新虾虎鱼(*Neogobius melanostomus*)的入侵范围调查工作; 最后, 在调水及补水过程中可结合鱼类的生物学特征利用物理方法阻拦鱼类通过水渠进入受水区, 如Ruebush等(2012)实验了声波气泡频闪光障(sound-bubble-strobe light barrier)技术以用于阻止鲤科鱼类在五大湖地区的进一步入侵和扩散, 并取得了较好效果。此外, 南水北调东线一期工程已通水(窦雪松, 2019), 东线二期工程、东线北延应急供水工程等也在稳步建设中(王慧, 2020), 为了防止鱼类入侵, 保护东线工程受水区的水生生态环境, 应尽快开展针对东线工程的鱼类资源调查和入侵风险评估工作。

## ORCID

李雪健  <https://orcid.org/0000-0003-0655-5982>  
唐文乔  <https://orcid.org/0000-0001-5992-5022>  
赵亚辉  <https://orcid.org/0000-0002-4615-596X>

## 参考文献

- An XM (2019) Open development path of Middle Route Project of South-to-North Water Diversion. *Journal of Economics of Water Resources*, 37(5), 48–53, 72, 79. (in Chinese with English abstract) [安晓明 (2019) 南水北调中线工程开放发展路径研究. *水利经济*, 37(5), 48–53, 72, 79.]
- Ashworth W (1986) *The Great Lake: An Environmental History*. Wayne State University Press, Detroit.
- Austin MP (2002) Spatial prediction of species distribution: An interface between ecological theory and statistical modelling. *Ecological Modelling*, 157, 101–118.
- Chen YR, Yang JX, Li ZY (1998) The diversity and present status of fishes in Yunnan Province. *Chinese Biodiversity*, 6, 272–277. (in Chinese with English abstract) [陈银瑞, 杨君兴, 李再云 (1998) 云南鱼类多样性和面临的危机. *生物多样性*, 6, 272–277.]
- Chen YY (1998) *Fauna Sinica · Osteichthyes · Cypriniformes. II*. Science Press, Beijing. (in Chinese) [陈宜瑜 (1998) 中国动物志·硬骨鱼纲·鲤形目(中卷). 科学出版社, 北京.]
- Cheng XY, Xu RM (2007) Current status of invasion of exotic animals in China. *Bulletin of Biology*, 42(9), 1–4, 64. (in Chinese) [成新跃, 徐汝梅 (2007) 中国外来动物入侵概况. *生物学通报*, 42(9), 1–4, 64.]
- Chu XL, Zheng BS, Dai DY (1999) *Fauna Sinica · Osteichthyes · Siliuriformes*. Science Press, Beijing. (in Chinese) [褚新洛, 郑葆珊, 戴定远 (1999) 中国动物志·硬骨鱼纲·鲇形目. 科学出版社, 北京.]
- Copp GH, Vilizzi L, Tidbury H, Stebbing P, Tarkan AS, Miossec L, Gouilletquer P (2016) Development of a generic decision-support tool for identifying potentially invasive aquatic taxa: AS-ISK. *Management of Biological Invasions*, 7, 343–350.
- Dai YG (2017) Studies on fish fauna of Mengjiang River, Guizhou. *Chinese Journal of Zoology*, 52, 253–262. (in Chinese with English abstract) [代应贵 (2017) 贵州蒙江鱼类区系组成及特征分析. *动物学杂志*, 52, 253–262.]
- Dou XS (2019) Impact and countermeasures of East Route of the South-to-North Water Diversion Project on Navigation of the Grand Canal. *Transportation Enterprise Management*, 34(6), 97–98. (in Chinese) [窦雪松 (2019) 南水北调东线工程对京杭运河航道通航的影响及对策. *交通企业管理*, 34(6), 97–98.]
- Dou Y, Wu J, Huang C (2011) Risk assessment system and method for invasion of alien fishes. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 27, 12–16. (in Chinese with English abstract) [窦寅, 吴军, 黄成 (2011) 外来鱼类入侵风险评估体系及方法. *生态与农村环境学报*, 27, 12–16.]
- Elton CS (1958) *The Ecology of Invasions by Animals and Plants*. Chapman and Hall, London.
- Feng XZ, Gou P, Su J, Fan ZM, Wang YX (2008) Nutrition compositions analysis of wild *Tinca tinca* L of Ereqsi River, Xinjiang. *Science and Technology of Food Industry*, (6), 276–279. (in Chinese with English abstract) [冯新忠, 苟萍, 苏俊, 范镇明, 王咏星 (2008) 额尔齐斯河野生丁鲋营养成分分析. *食品工业科技*, (6), 276–279.]
- George SD, Baldigo BP, Rees CB, Bartron ML, Winterhalter D (2021) Eastward expansion of Round goby in New York: Assessment of detection methods and current range. *Transactions of the American Fisheries Society*, 150, 258–273.
- Hao CF, Jia YW, Gong JG, Peng H (2010) Analysis on characteristics and rules of climate change of Haihe River Basin in recent 50 years. *Journal of China Institute of Water Resources and Hydropower Research*, 8, 39–43, 51. (in Chinese with English abstract) [郝春洋, 贾仰文, 龚家国, 彭辉 (2010) 海河流域近50年气候变化特征及规律分析. *中国水利水电科学研究院学报*, 8, 39–43, 51.]
- Hu YC, Li Y, Luo JR, Tan XC (2006) Risk assessment system for alien aquatic animals. *Journal of Huazhong University of Science and Technology (Nature Science Edition)*, 34(10), 113–115. (in Chinese with English abstract) [胡隐昌, 李勇, 罗建仁, 谭细畅 (2006) 水生动物外来物种入侵风险评估系统的建立. *华中科技大学学报(自然科学版)*, 34(10), 113–115.]

- Imamura A, Hayami K, Sakata MK, Minamoto T (2020) Environmental DNA revealed the fish community of Hokkaido Island, Japan, after invasion by rainbow trout. *Biodiversity Data Journal*, 8, e56876.
- Interesova E, Vilizzi L, Copp GH (2020) Risk screening of the potential invasiveness of non-native freshwater fishes in the River Ob basin (West Siberian Plain, Russia). *Regional Environmental Change*, 20, 64.
- Kolar CS, Lodge DM (2001) Progress in invasion biology: Predicting invaders. *Trends in Ecology and Evolution*, 16, 199–204.
- Kottelat M, Freyhof J (2007) *Handbook of European Freshwater Fishes*. Maurice Kottelat, Berlin.
- Li MD (2011) *The Fishes of Tianjin*. Tianjin Science and Technology Press, Tianjin. (in Chinese) [李明德 (2011) 天津鱼类志. 天津科学技术出版社, 天津.]
- Li S, Chen JK, Wang XM (2016) Global distribution, entry routes, mechanisms and consequences of invasive freshwater fish. *Biodiversity Science*, 24, 672–685. (in Chinese with English abstract) [酃珊, 陈家宽, 王小明 (2016) 淡水鱼类入侵种的分布、入侵途径、机制与后果. 生物多样性, 24, 672–685.]
- Liu SS (2008) Asymmetric mating interactions drive widespread invasion and displacement in a whitefly. *China Basic Science*, 10(2), 20–21. (in Chinese) [刘树生 (2008) 非对称交配互动驱动B型烟粉虱的广泛入侵及对土著烟粉虱的取代. 中国基础科学, 10(2), 20–21.]
- Liu SS, Barro PJD, Xu J, Luan JB, Zang LS, Ruan YM, Wan FH (2007) Asymmetric mating interactions drive widespread invasion and displacement in a whitefly. *Science*, 318, 1769–1772.
- Liu YS, Feng XB, Yang N (2019) Primary thought about ecological water replenishment of the Middle Route Project of South-to-North Water Diversion. *Water Resources Development Research*, 19(11), 5–7. (in Chinese) [刘远书, 冯晓波, 杨柠 (2019) 对南水北调中线干线工程生态补水的初步思考. 水利发展研究, 19(11), 5–7.]
- Lou CD, Fang X, Wang D (2019) Analysis on influences of the first phase of the South-to-North Water Transfer Project on the ecological environment. *Shaanxi Water Resources*, (9), 83–86. (in Chinese with English abstract) [楼晨笛, 方晓, 王东 (2019) 南水北调中线一期工程对生态环境的影响分析. 陕西水利, (9), 83–86.]
- Mooney HA, Cleland EE (2001) The evolutionary impact of invasive species. *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA*, 98, 5446–5451.
- Pan Y, Cao WX, Xu LP, Yin SR (2006) History and approach of invasion from domestic and abroad fishes. *Journal of Dalian Fisheries University*, 21, 72–78. (in Chinese with English abstract) [潘勇, 曹文宣, 徐立蒲, 殷守仁 (2006) 国内外鱼类入侵的历史及途径. 大连水产学院学报, 21, 72–78.]
- Pan Y, Cao WX, Xu LP, Yin SR, Bai L (2007) Process, mechanism, and research method of fish invasion. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 18, 687–692. (in Chinese with English abstract) [潘勇, 曹文宣, 徐立蒲, 殷守仁, 白璐 (2007) 鱼类入侵的过程、机制及研究方法. 应用生态学报, 18, 687–692.]
- Phillips SJ, Anderson RP, Schapire RE (2006) Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190, 231–259.
- Pimentel D, Lach L, Zuniga R, Morrison D (2000) Environmental and economic costs of nonindigenous species in the United States. *BioScience*, 50, 53–65.
- Ruebush BC, Sass GG, Chick JH, Stafford JD (2012) *In-situ* tests of sound-bubble-strobe light barrier technologies to prevent range expansions of Asian carp. *Aquatic Invasions*, 7, 37–48.
- Ruykys L, Ta KAT, Bui TD, Vilizzi L, Copp GH (2021) Risk screening of the potential invasiveness of non-native aquatic species in Vietnam. *Biological Invasions*, 23, 2047–2060.
- Shen ZY, Xiao YC, Ma Y, Chen L (2016) Ecological risk assessment of exotic plant invasion. *Journal of Beijing Normal University (Natural Science)*, 52, 189–195. (in Chinese with English abstract) [沈珍瑶, 肖月晨, 马晔, 陈磊 (2016) 外来植物入侵生态风险评价. 北京师范大学学报(自然科学版), 52, 189–195.]
- Smartt J (2007) A possible genetic basis for species replacement: Preliminary results of interspecific hybridisation between native crucian carp *Carassius carassius* (L.) and introduced goldfish *Carassius auratus* (L.). *Aquatic Invasions*, 2, 59–62.
- Sun WT, Liu YT (2010) Research progress of risk analysis of biological invasion. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 26(7), 233–236. (in Chinese with English abstract) [孙文涛, 刘雅婷 (2010) 生物入侵风险分析的研究进展. 中国农学通报, 26(7), 233–236.]
- Wang D, Wu J, Dou Y, Huang C (2008) Investigation of exotic cultured fishes in Jiangsu Province and primary evaluation of their invasive risk. *Acta Agriculturae Jiangxi*, 20(11), 99–102. (in Chinese with English abstract) [王迪, 吴军, 窦寅, 黄成 (2008) 江苏水产养殖鱼类外来物种调查及其生物入侵风险初探. 江西农业学报, 20(11), 99–102.]
- Wang D, Wu J, Dou Y, Huang C (2009) Study on fish environmental risk of allopatry introduced in China domestic. *Journal of Anhui Agricultural Sciences*, 37, 8544–8546. (in Chinese with English abstract) [王迪, 吴军, 窦寅, 黄成 (2009) 中国境内异地引种鱼类环境风险研究. 安徽农业科学, 37, 8544–8546.]
- Wang H (2020) The South-to-North Water Diversion Project is getting more and more exciting. *China Water Resources*, (23), 10–13. (in Chinese) [王慧 (2020) 南水北调大文章越来越精彩. 中国水利, (23), 10–13.]
- Wang L, Gan H, Zhao SX, Wang F, You JJ, Wang L (2009) Ecological and environmental impact analysis of first phase of South-to-North Water Transfer Project on water-recipient

- areas. *South-to-North Water Transfers and Water Science & Technology*, 7(6), 4–7, 53. (in Chinese with English abstract) [汪林, 甘泓, 赵世新, 王芳, 游进军, 王琳 (2009) 南水北调东、中线一期工程对受水区生态环境影响分析. *南水北调与水利科技*, 7(6), 4–7, 53.]
- Wang SA, Wang ZM, Li GL, Cao YP, Zhang ZW, Xu XJ, Sun JH (2001) *Fauna of Hebei: Fish*. Hebei Science & Technology Press, Shijiazhuang. (in Chinese) [王所安, 王志敏, 李国良, 曹玉萍, 张忠文, 徐学军, 孙介华 (2001) 河北动物志: 鱼类. 河北科学技术出版社, 石家庄.]
- Wang YC, Sun YL, Zhang J, Wang ZL (2014) Climate change characteristics of Haihe River Basin in recent 51 years. *Journal of Tianjin Normal University (Natural Science Edition)*, 34(4), 58–63. (in Chinese with English abstract) [王永财, 孙艳玲, 张静, 王中良 (2014) 近51年海河流域气候变化特征分析. *天津师范大学学报(自然科学版)*, 34(4), 58–63.]
- Wang YS, Yang YY (2005) South-to-North Water Transfer Project of China. *Yangtze River*, 36(7), 2–5, 71. (in Chinese with English abstract) [汪易森, 杨元月 (2005) 中国南水北调工程. *人民长江*, 36(7), 2–5, 71.]
- Wang YZ, Guo SY, Cui WY (2017) Practice and development of rivers and lakes health assessment in Haihe River Basin. *Haihe Water Resources*, (4), 7–11. (in Chinese) [王乙震, 郭书英, 崔彦彦 (2017) 海河流域河湖健康评估的实践与发展. *海河水利*, (4), 7–11.]
- Wei FW, Nie YG, Miao HX, Lu H, Hu YB (2014) Advancements of the researches on biodiversity loss mechanisms. *Chinese Science Bulletin*, 59, 430–437. (in Chinese with English abstract) [魏辅文, 聂永刚, 苗海霞, 路浩, 胡义波 (2014) 生物多样性丧失机制研究进展. *科学通报*, 59, 430–437.]
- Xiong F, Li WC, Pan JZ (2008) Present status of alien fishes and analysis of relative problems in Fuxian Lake in Yunnan Province. *Acta Agriculturae Jiangxi*, 20(2), 92–94, 96. (in Chinese with English abstract) [熊飞, 李文朝, 潘继征 (2008) 云南抚仙湖外来鱼类现状及相关问题分析. *江西农业学报*, 20(2), 92–94, 96.]
- Xiong YH, Qi WG, Wang ZJ (2010) Operation risk study on the Middle Route of the South-to-North Water Diversion Project (Part I): Risk identification in the Middle Route of the South-to-North Water Diversion Project. *South-to-North Water Transfers and Water Science & Technology*, 8(3), 1–5. (in Chinese with English abstract) [熊雁晖, 漆文刚, 王忠静 (2010) 南水北调中线运行风险研究(一): 南水北调中线工程风险识别. *南水北调与水利科技*, 8(3), 1–5.]
- Xiong YL, Zhao N (2020) Analysis of variation in pan evaporation and its influencing factors in Haihe River Basin. *South-to-North Water Transfers and Water Science & Technology*, 18(2), 22–30. (in Chinese with English abstract) [熊玉琳, 赵娜 (2020) 海河流域蒸发皿蒸发量变化及其影响. *南水北调与水利科技*, 18(2), 22–30.]
- Xu HL (2019) Construction and achievements of flood control, drought relief and disaster reduction systems in the Haihe River Basin. *China Flood & Drought Management*, 29(10), 61–70. (in Chinese) [徐和龙 (2019) 海河流域防汛抗旱减灾体系建设与成就. *中国防汛抗旱*, 29(10), 61–70.]
- Yang JX, Pan XF, Chen XY, Wang XA, Zhao YP, Li JY, Li ZY (2013) Overview of the artificial enhancement and release of endemic freshwater fish in China. *Zoological Research*, 34, 267–280. (in Chinese with English abstract) [杨君兴, 潘晓赋, 陈小勇, 王晓爱, 赵亚鹏, 李建友, 李再云 (2013) 中国淡水鱼类人工增殖放流现状. *动物学研究*, 34, 267–280.]
- Yang XL, Wang DL (2007) External invasive animals. *Acta Agriculturae Jiangxi*, 19(6), 125–127, 130. (in Chinese with English abstract) [杨小林, 王德良 (2007) 外来入侵动物. *江西农业学报*, 19(6), 125–127, 130.]
- Yin MC (1995) *Fish Ecology*. China Agricultural Press, Beijing. (in Chinese) [殷名称 (1995) 鱼类生态学. 中国农业出版社, 北京.]
- Yin W, Wang C, Xin XK (2020) Thinkings on water quality management of main channel in Middle Route of South-to-North Water Transfer Project. *Yangtze River*, 51(3), 17–24. (in Chinese with English abstract) [尹炜, 王超, 辛小康 (2020) 南水北调中线总干渠水质管理问题与思考. *人民长江*, 51(3), 17–24.]
- Yu X, Wang YH, He HZ, Chen J (2020) Analysis of nutritional components in muscle of hybrid (*Tinca tinca* & *Cyprinus carpio*). *China Fisheries*, (8), 79–81. (in Chinese) [于潇, 王延晖, 贺海战, 陈杰 (2020) 丁鲋鱼与黄河鲤鱼杂交种肌肉营养成分分析. *中国水产*, (8), 79–81.]
- Yuan ZJ, Shen YJ, Chu YM, Qi YQ (2009) Variations and distribution of temperature and precipitation of Haihe River Basin in recent 40 years. *Research of Soil and Water Conservation*, 16(3), 24–26. (in Chinese with English abstract) [袁再健, 沈彦俊, 褚英敏, 齐永青 (2009) 海河流域近40年来降水和气温变化趋势及其空间分布特征. *水土保持研究*, 16(3), 24–26.]
- Yue PQ (2000) *Fauna Sinica · Osteichthyes · Cypriniformes. III. Science Press, Beijing*. (in Chinese) [乐佩琦 (2000) 中国动物志·硬骨鱼纲·鲤形目(下卷). 科学出版社, 北京.]
- Zhang CG, Shao GZ, Wu HL, Zhao YH, Xing YC, Niu CY (2020) *Species Catalogue of China (Vol. 2): Animals, Vertebrates (V), Fishes (II)*. Science Press, Beijing. (in Chinese) [张春光, 邵广昭, 伍汉霖, 赵亚辉, 邢迎春, 牛诚祜 (2020) 中国生物物种名录(第二卷): 动物, 脊椎动物(V), 鱼类(II). 科学出版社, 北京.]
- Zhang CG, Zhao YH (2013) *Fishes in Beijing and Adjacent Areas*. Science Press, Beijing. (in Chinese) [张春光, 赵亚辉 (2013) 北京及其邻近地区的鱼类. 科学出版社, 北京.]
- Zhang DC, Zheng JL (2019) Preliminary study on invasion of alien fish species after construction of hydropower projects. *Yangtze River*, 50(2), 83–89. (in Chinese with English abstract) [张登成, 郑娇莉 (2019) 水电工程建设前后外



- 来鱼类入侵问题初步研究. 人民长江, 50(2), 83–89.]
- Zhang J (2008) Biodiversity and conservation of Salangids. *Bulletin of Biology*, 43(6), 4–6. (in Chinese) [张洁 (2008) 银鱼科鱼类及其物种多样性保护. 生物学通报, 43(6), 4–6.]
- Zhang Q, Hao JF (2011) Research progress on invasion mechanism of alien invasive species. *Guizhou Agricultural Sciences*, 39(6), 94–98. (in Chinese with English abstract) [张巧, 郝建锋 (2011) 外来物种入侵机制的研究进展. 贵州农业科学, 39(6), 94–98.]
- Zhang XA, Sui XY, Lü Z, Chen YF (2014) A prediction of the global habitat of two invasive fishes (*Pseudorasbora parva* and *Carassius auratus*) from East Asia using MaxEnt. *Biodiversity Science*, 22, 182–188. (in Chinese with English abstract) [张熙骞, 隋晓云, 吕植, 陈毅峰 (2014) 基于MaxEnt的两种入侵性鱼类(麦穗鱼和鲫)的全球适生区预测. 生物多样性, 22, 182–188.]
- Zhang ZG (2017) Artificial propagation technique of *Tinca tinca*. *Ocean and Fishery*, (4), 60–62. (in Chinese) [张沾光 (2017) 丁鲷鱼人工繁殖技术. 海洋与渔业, (4), 60–62.]
- Zhao YH, Tang WQ, Zhang CG (2002) Status and protection of fish resources in the Shiwang Dashan Mountains, Guangxi, China. *Chinese Journal of Zoology*, 37(6), 43–47. (in Chinese with English abstract) [赵亚辉, 唐文乔, 张春光 (2002) 广西十万大山地区的鱼类资源现状和保护对策. 动物学杂志, 37(6), 43–47.]
- Zhao YH, Zhang CG (2001) Fish fauna and zoogeographical analysis of Shi Wan Da Shan Mountains, Guangxi, China. *Biodiversity Science*, 9, 336–344. (in Chinese with English abstract) [赵亚辉, 张春光 (2001) 广西十万大山地区的鱼类区系及其动物地理学分析. 生物多样性, 9, 336–344.]
- Zheng HZ, Zhang Z, Wu HM, Lei XH (2016) Study on the daily optimized dispatching and economic operation of cascade pumping stations in water conveyance system. *Journal of Hydraulic Engineering*, 47, 1558–1565. (in Chinese with English abstract) [郑和震, 张召, 吴辉明, 雷晓辉 (2016) 梯级泵站输水系统日优化调度及经济运行研究. 水利学报, 47, 1558–1565.]
- Zhou HT, Na XD, Zang SY, Xie RF (2016) Applications of maximum entropy (MaxEnt) model in species habitat study. *Environmental Science and Management*, 41(3), 149–151. (in Chinese with English abstract) [周海涛, 那晓东, 臧淑英, 解瑞峰 (2016) 最大熵(MaxEnt)模型在物种栖息地研究中的应用. 环境科学与管理, 41(3), 149–151.]

(责任编辑: 陈小勇 责任编辑: 闫文杰)

## 附录 Supplementary Material

### 附录1 WorldClim气候数据名称及描述

Appendix 1 The name and description of WorldClim data  
<https://www.biodiversity-science.net/fileup/PDF/2021130-1.pdf>

### 附录2 南水北调中线工程引水区鱼类名录

Appendix 2 List of fish species in water diversion areas of the central route of the South-to-North Water Diversion Project  
<https://www.biodiversity-science.net/fileup/PDF/2021130-2.pdf>

## 附录1 WorldClim气候数据名称及描述

### Appendix 1 The name and description of WorldClim data

代码	描述
Code	Description
bio1	年平均气温 Annual mean temperature
bio2	昼夜温差月均值 Mean diurnal range
bio3	等温性 Isothermality
bio4	气温季节性变动系数 Temperature seasonality
bio5	最暖月最高温 Max temperature of the warmest month
bio6	最冷月最低温 Min temperature of the coldest month
bio7	年均温变化范围 Temperature annual range
bio8	最湿季平均温度 Mean temperature of the wettest quarter
bio9	最干季平均温度 Mean temperature of the driest quarter
bio10	最暖季平均温度 Mean temperature of the warmest quarter
bio11	最冷季平均温度 Mean temperature of the coldest quarter
bio12	年均降水量 Annual precipitation
bio13	最湿月降水量 Precipitation of wettest month
bio14	最干月降水量 Precipitation of driest month
bio15	降水量变异系数 Precipitation seasonality
bio16	最湿季降水量 Precipitation of the wettest quarter
bio17	最干季降水量 Precipitation of the driest quarter
bio18	最暖季降水量 Precipitation of the warmest quarter
bio19	最冷季降水量 Precipitation of the coldest quarter

附录2 南水北调中线工程引水区鱼类名录

Appendix 2 List of fish species in water diversion areas of the central route of the South-to-North Water Diversion Project

物种 Species	引水区 Water diversion areas	海河流域 Haihe River Basin
<b>鲤形目 Cypriniformes</b>		
鲤科 Cyprinidae		
雅罗鱼亚科 Leuciscinae		
鳊 <i>Elopichthys bambusa</i>	+	+
青鱼 <i>Mylopharyngodon piceus</i>	+	+
拉氏大吻鲃 <i>Rhynchocypris lagowskii</i>	+	+
尖头大吻鲃 <i>Phoxinus oxycephalus</i>	+	+
丁鲃 <i>Tinca tinca</i>	+	
赤眼鲮 <i>Squaliobarbus curriculus</i>	+	+
草鱼 <i>Ctenopharyngodon idellus</i>	+	+
鲃亚科 Culterinae		
尖头鲃 <i>Chanodichthys oxycephalus</i>	+	+
红鳍原鲃 <i>Cultrichthyserys thropterus</i>	+	+
鲮 <i>Hemiculter leucisculus</i>	+	+
团头鲂 <i>Megalobrama amblycephala</i>	+	+
鲂 <i>Megalobrama skolkovii</i>	+	+
鳊 <i>Parabramis pekinensis</i>	+	+
寡鳞飘鱼 <i>Pseudolaubuca engraulis</i>	+	+
飘鱼 <i>Pseudolaubuca sinensis</i>	+	+
伍氏华鳊 <i>Sinibrama wui</i>	+	+
鲴亚科 Xenocyprininae		
扁圆吻鲴 <i>Distoechodon tumirostris</i>	+	+
银鲴 <i>Xenocypris argentea</i>	+	+
黄尾鲴 <i>Xenocypris davidi</i>	+	+
细鳞鲴 <i>Xenocypris micolepis</i>	+	+
鲢亚科 Hypophthaemichthyinae		
鲢 <i>Aristichthys nobilis</i>	+	+



物种 Species	引水区 Water diversion areas	海河流域 Haihe River Basin
鲢 <i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	+	+
鲮亚科 <i>Acheilognathinae</i>		
大鳍鲮 <i>Acheilognathus macropterus</i>	+	+
寡鳞鲮 <i>Acanthorhodeus hypsefonotus</i>	+	+
短须鲮 <i>Acheilognathus barbatulus</i>	+	+
彩副鲮 <i>Paracheilognathus imberbis</i>	+	+
方氏鲮 <i>Rhodeus fangi</i>	+	+
高体鲮 <i>Rhodeus ocellatus</i>	+	+
中华鲮 <i>Rhodeus sinensis</i>	+	+
鮡亚科 <i>Gobioinae</i>		
棒花鱼 <i>Abbottina rivularis</i>	+	+
棒花鮡 <i>Gobio rivuloides</i>	+	+
钝吻棒花鱼 <i>Abbottina obtusirostris</i>	+	+
嘉陵颌须鮡 <i>Gnathopogon herzensteini</i>	+	
细纹颌须鮡 <i>Gnathopogon taeniellus</i>	+	
短须颌须鮡 <i>Gnathopogon imberbis</i>	+	
唇鲮 <i>Hemibarbus labeo</i>	+	+
花鲮 <i>Hemibarbus maculatus</i>	+	+
乐山小鰾鮡 <i>Microphysogobio kiatingensis</i>	+	+
似鮡 <i>Pseudogobio vaillantivaillant</i>	+	+
麦穗鱼 <i>Pseudorasbora parva</i>	+	+
吻鮡 <i>Rhinogobio typus</i>	+	
黑鳍鲮 <i>Sarcocheilichthys nigripinnis</i>	+	+
长蛇鮡 <i>Saurogobio dumerili</i>	+	+
蛇鮡 <i>Saurogobio dabryi</i>	+	+
银鮡 <i>Squalidus argentatus</i>	+	+
亮银鮡 <i>Squalidus nitens</i>	+	+
点纹银鮡 <i>Squalidus wolterstorffi</i>	+	+

物种 Species	引水区 Water diversion areas	海河流域 Haihe River Basin
鳅鲇亚科 Gobiobotinae		
宜昌鳅鲇 <i>Gobiobotia filifer</i>	+	
潘氏鳅鲇 <i>Gobiobotia pappenheimi</i>	+	+
鲤亚科 Cyprininae		
鲫 <i>Carassius auratus</i>	+	+
银鲫 <i>Carassius auratus gibelio</i>	+	+
鲤 <i>Cyprinus carpio</i>	+	+
鲃亚科 Barbinae		
多鳞白甲鱼 <i>Onychostoma macrolepis</i>	+	+
条鳅科 Noemacheilinae		
北方须鳅 <i>Barbatula nuda</i>	+	+
达里湖高原鳅 <i>Triplophysa dalaica</i>	+	+
红尾副鳅 <i>Homatula variegatus</i>	+	+
花鳅科 Cobitidae		
中华花鳅 <i>Cobitis sinensis</i>	+	+
大斑花鳅 <i>Cobitis macrostigma</i>	+	+
稀有花鳅 <i>Cobitis raras</i>	+	+
泥鳅 <i>Misgurnus anguillicaudatus</i>	+	+
大鳞副泥鳅 <i>Paramisgurnus dabryanus</i>	+	+
花斑副沙鳅 <i>Parabotia bimaculata</i>	+	+
爬鳅科 Balitoridae		
犁头鳅 <i>Lepurichthys fimbriata</i>	+	+
<b>鲇形目 Siluriformes</b>		
钝头鲩科 Amblycipitidae		
拟缘鲶 <i>Liobagrus marginatoides</i>	+	
白缘鲶 <i>Liobagrus marginatus</i>	+	
鮡科 Sisoridae		
中华纹胸鮡 <i>Glyptothorax sinensis</i>	+	

物种 Species	引水区 Water diversion areas	海河流域 Haihe River Basin
<b>鲇科 Siluridae</b>		
鲇 <i>Silurus asotus</i>	+	+
大口鲇 <i>Silurus meridionalis</i>	+	
<b>鲿科 Bagridae</b>		
大鳍鲿 <i>Hemibagrus macropterus</i>	+	+
粗唇鲿 <i>Leiocassis crassilabris</i>	+	+
长吻鲿 <i>Leiocassis longirostris</i>	+	+
叉尾鲿 <i>Leiocassis tenuifurcatus</i>	+	+
黄颡鱼 <i>Pelteobagrus fulvidraco</i>	+	+
光泽黄颡鱼 <i>Pelteobagrus nitidus</i>	+	
瓦氏黄颡鱼 <i>Pelteobagrus vachellii</i>	+	+
盎堂拟鲿 <i>Pseudobagrus ondon</i>	+	+
圆尾拟鲿 <i>Pseudobagrus tenuis</i>	+	+
切尾拟鲿 <i>Pseudobagrus truncatus</i>	+	
乌苏里拟鲿 <i>Pseudobagrus ussuriensis</i>	+	+
<b>颌针鱼目 Beloniformes</b>		
<b>大颌鲂科 Adrianichthyidae</b>		
青鲂 <i>Oryzias latipes</i>	+	+
中华青鲂 <i>Oryzias latipes</i>	+	+
<b>鲻鱼科 Hemiramphidae</b>		
间下鲻 <i>Hyporhamphus intermedius</i>	+	+
鲻 <i>Hyporhamphus kurumus</i>	+	+
<b>胡瓜鱼目 Osmeriformes</b>		
<b>胡瓜鱼科 Osmeridae</b>		
池沼公鱼 <i>Hypomesus olidus</i>	+	+
<b>银鱼科 Salangidae</b>		
大银鱼 <i>Protosalanx chinensis</i>	+	+
陈氏新银鱼 <i>Neosalanx tangkahkeii</i>	+	



物种 Species	引水区 Water diversion areas	海河流域 Haihe River Basin
<b>鲑形目 Salmoniformes</b>		
鲑科 Salmonidae		
秦岭细鳞鲑 <i>Brachymystax lenok tsinlingensis</i>	+	
川陕哲罗鲑 <i>Hucho bleekeri</i>	+	
<b>刺鱼目 Gasterosteiformes</b>		
刺鱼科 Gasterosteidae		
中华多刺鱼 <i>Pungitius sinensis</i>	+	+
<b>合鳃鱼目 Synbranchiformes</b>		
合鳃鱼科 Synbranchidae		
黄鳝 <i>Monopterus albus</i>	+	+
中华刺鳅 <i>sinobdella sinensis</i>	+	+
<b>鲈形目 Perciformes</b>		
脂鲈科 Percichthyidae		
鳊 <i>Siniperca chuatsi</i>	+	+
大眼鳊 <i>Siniperca knerii</i>	+	
斑鳊 <i>Siniperca scherzeri</i>	+	+
沙塘鳢科 Odontobutidae		
中华沙塘鳢 <i>Odontobutis sinensis</i>	+	
小黄鲷鱼 <i>Micropercops swinhonis</i>	+	+
虾虎鱼科 Gobiidae		
波氏吻虾虎鱼 <i>Rhinogobius cliffordpopei</i>	+	+
子陵吻虾虎鱼 <i>Rhinogobius giurinus</i>	+	+
神农吻虾虎鱼 <i>Rhinogobius shennongensis</i>	+	+
斗鱼科 Osphronemidae		
圆尾斗鱼 <i>Macropodus chinensis</i>	+	+
鳢科 Channidae		
乌鳢 <i>Channa argus</i>	+	+



•研究报告•

# 干旱对不同花椒种植模式下土壤微生物和线虫群落的影响

宋成军<sup>1</sup>, 孙锋<sup>ID</sup><sup>2\*</sup>

1. 农业农村部农业生态与资源保护总站, 北京 100125; 2. 华南师范大学生命科学学院, 广州 510631

**摘要:** 随着全球气候变暖, 我国岷江上游干旱区面积呈现增加的趋势。花椒(*Zanthoxylum bungeanum*)是岷江上游重要的经济树种之一, 对当地经济和社会发展起着重要作用, 提高花椒生态系统应对干旱干扰已成为迫切的问题。本研究设置了花椒单作、花椒-苜蓿(*Medicago sativa*)间作和花椒-大豆(*Glycine max*)间作3种植植模式, 在2015年8月对每种植植模式模拟干旱30 d, 每种植植模式包括干旱和对照处理, 在模拟干旱结束后、恢复15 d、30 d和45 d后分别采集土壤样品, 分析土壤化学性质、土壤微生物和线虫群落, 以探究花椒林下豆科植物能否缓和干旱的遗留效应对土壤化学性质和土壤生物的影响。重复测量方差分析表明: 在花椒单作模式下, 干旱恢复45 d后土壤硝态氮含量显著高于对照, 微生物量和真菌/细菌比与对照无显著差异, 线虫密度与对照无显著差异, 但线虫功能团没有恢复到对照水平; 在花椒-苜蓿间作模式下, 干旱恢复45 d后土壤含水量、铵态氮、硝态氮、溶解性有机碳、溶解性有机氮、微生物量、真菌/细菌比、线虫密度和线虫功能团组成与对照无显著差异, 但植食性线虫属*Boleodorus*相对多度显著高于对照; 在花椒-大豆间作模式下, 干旱恢复45 d后土壤含水量、铵态氮、硝态氮、溶解性有机碳、溶解性有机氮、微生物量和真菌/细菌比与对照无显著差异, 但线虫密度和功能团组成与对照有显著差异。在3种花椒种植模式中, 花椒-苜蓿间作模式下干旱的遗留效应对土壤养分和生物的影响最小。因此, 在干旱背景下, 花椒林下间作豆科植物可以加快土壤养分、土壤微生物和线虫群落的恢复, 进而有利于目标作物生长。

**关键词:** 干旱; 农林复合系统; 豆科植物; 微生物; 线虫

宋成军, 孙锋 (2021) 干旱对不同花椒种植模式下土壤微生物和线虫群落的影响. 生物多样性, 29, 1348–1357. doi: 10.17520/biods.2021121.

Song CJ, Sun F (2021) Effects of *Zanthoxylum bungeanum* agroforestry systems on soil microbial and nematode communities under drought. Biodiversity Science, 29, 1348–1357. doi: 10.17520/biods.2021121.

## Effects of *Zanthoxylum bungeanum* agroforestry systems on soil microbial and nematode communities under drought

Chengjun Song<sup>1</sup>, Feng Sun<sup>ID</sup><sup>2\*</sup>

1 Ecological Agriculture Department, Rural Energy and Environment Agency (REEA), Ministry of Agriculture and Rural Affairs of the People's Republic of China, Beijing 100125

2 College of Life Sciences, South China Normal University, Guangzhou 510631

### ABSTRACT

**Aims:** Climate change is poised to increase the frequency and severity of extreme climate events like drought. In China, drought in the upper reaches of the Minjiang River is increasing. *Zanthoxylum bungeanum* is an important tree species in the region because of its prominent role in local economic and social development. Therefore, it is urgent to investigate whether *Z. bungeanum* mixed with legume plants can mitigate the effects of drought in agroforestry systems.

**Method:** We conducted an agroforestry experiment under simulated drought conditions that involved three planting systems: monocultures of the focal species *Z. bungeanum*, mixed cultures of *Z. bungeanum* and *Medicago sativa*, and mixed cultures of *Z. bungeanum* and *Glycine max*. We collected soil samples after 30 days of simulated drought in August, and after 15, 30, and 45 days of restoration to assess whether *Z. bungeanum* agroforestry systems can alleviate

收稿日期: 2021-04-01; 接受日期: 2021-05-11

基金项目: 国家自然科学基金(41907023)

\* 通讯作者 Author for correspondence. E-mail: sf0204@163.com

the residual effect of drought on soil chemical properties and soil biology.

**Results:** Repeated measure ANOVA showed that in the monoculture of *Z. bungeanum*, soil nitrate nitrogen content was significantly higher than that of the control after 45 days of drought recovery. Furthermore, microbial biomass and the fungal-to-bacteria ratio was not significantly different from the control. While nematode density was not significantly different from the control, nematode functional groups did not recover to the control level. In the mixed cultures of *Z. bungeanum* and *M. sativa*, there were no significant differences in soil water content,  $\text{NO}_3^-$ -N content,  $\text{NH}_4^+$ -N content, dissolved organic carbon content and dissolved organic nitrogen content, microbial biomass, fungal-to-bacteria ratio, nematode density, or nematode functional groups, but the relative abundance of nematode genus *Boleodorus* was significantly higher than that of the control. In the mixed cultures of *Z. bungeanum* and *G. max*, there were no significant differences in soil water content,  $\text{NO}_3^-$ -N content,  $\text{NH}_4^+$ -N content, dissolved organic carbon content and dissolved organic nitrogen content, microbial biomass, or fungal-to-bacteria ratio between the two groups after 45 days of drought recovery, but there were significant differences in nematode density, functional groups, and community structure. Among these three planting patterns of *Z. bungeanum*, the residual effect of drought had minimal effects on soil nutrients and organisms under the intercropping pattern of *Z. bungeanum* and *M. sativa*.

**Conclusion:** Our study revealed that the differing functional traits of potential neighbors in agroforestry systems can have additive effects and lead to a marked divergence of soil food-web resistance and resilience. The presence of certain neighbor species can indirectly alleviate the impacts of drought on focal species via increasing the stability of the soil food web under future climate change.

**Key words:** drought; agroforestry system; legume; microorganism; nematode

在当前气候变暖背景下, 中国北方平原、四川盆地和云贵高原干旱区面积呈现逐年增加趋势(Dai, 2013; Xu et al, 2015)。科学家正致力于生态系统属性研究来缓和干旱对生态系统生产力的影响(Rivest et al, 2015)。例如, 灌木和作物间作可以提高土壤水分储存能力和水分利用效率, 进而增加抗旱性(Anderson et al, 2009)。深根植物在夜间可以从深层土壤吸收水分并释放到土壤表层, 浅根系植物可以利用这些水分(Narain et al, 1998)。

基于Bertness和Callaway (1994)提出的压力-梯度假设, 当植物群落受到强的非生物压力时, 植物间促进作用更加常见。因此, 研究植物间交互作用对于理解植物群落动态和生态系统功能的稳定非常重要。地上植物群落的改变会影响土壤生物群落(Stevnbak et al, 2012)。土壤生物群落参与许多土壤生态过程, 如有机质分解、营养转化和碳固持(邵元虎和傅声雷, 2007; 时雷雷和傅声雷, 2014)。前人研究发现干旱显著降低了革兰氏阳性菌和总微生物生物量, 对革兰氏阴性菌和真菌生物量无显著影响, 但施入有机肥后, 干旱对微生物各个类群无显著影响, 仅降低了总微生物生物量, 因此土壤肥力可以缓和极端气候事件对土壤微生物生物量的影响(Hueso et al, 2012)。豆科植物通过固氮作用能增加净初级生产力和土壤碳氮含量, 进而影响土壤微生物

物和线虫群落(Sun et al, 2016)。先前的研究表明豆科植物显著增加了土壤微生物量、线虫密度和食物网复杂性(Viketoft et al, 2009; Zhao et al, 2014)。在干旱条件下, 豆科植物的固氮能力和根活性不会降低, 因为豆科可以为根围微生物提供可利用氮(Sanaullah et al, 2011; Khan et al, 2014), 因此豆科植物可能影响干旱后土壤微生物和线虫群落的恢复力。也有研究表明, 在干旱条件下豆科植物与目标植物有竞争关系或对目标作物无作用(Khan et al, 2014; Grant et al, 2014)。因此, 在干旱背景下, 林下种植豆科植物对土壤生物群落和生态功能恢复的影响并不清楚。而且, 不同的豆科植物对干旱有不同的适应策略(Daryanto et al, 2017), 这些都会影响豆科植物对目标物种促进作用的潜力。

花椒(*Zanthoxylum bungeanum*)是岷江上游重要的经济树种之一, 对当地经济和社会发展起着重要作用。花椒为浅根系和须根系树种, 抗旱和耐涝能力较差, 导致花椒产量和质量下降。而且, 为了提高花椒产量, 农民往往去除林下作物和杂草, 使得花椒林内物种单一, 导致土壤退化和流失严重。基于此, 本研究设置不同花椒种植模式, 探究干旱后土壤微生物和线虫群落的恢复情况。我们假设: (1) 花椒-豆科间作模式能增加干旱后土壤养分的恢复, (2) 花椒-豆科间作模式下土壤生物的恢复力更高。



## 1 材料与amp;方法

### 1.1 样地概况

研究区域位于四川省茂县(103°53' E, 38°41' N), 海拔1,686 m, 年均气温11℃, 年均降水量920 mm, 年均蒸发量796 mm (中国科学院茂县山地生态系统定位研究站, 1983–2014年), 该地区大部分降水发生在7月和8月, 干旱发生在1月和2月。土壤为淋溶土(IUSS Working Group WRB, 2007)。

### 1.2 实验设计

花椒农林复合系统实验平台建立于2013年4月, 种植模式包括花椒单作、花椒-大豆(*Glycine max*)间作、花椒-苜蓿(*Medicago sativa*)间作3种模式, 每个样方为2.6 m × 2.6 m。选取具有相似基茎和高度的已生长2年的花椒幼苗种在样方中央, 每个样方种植1株花椒。在花椒单作模式下, 定期去除林下杂草, 保持裸地; 在间作模式下, 每年4月下旬在花椒周围种植大豆或苜蓿, 种植密度相同, 为0.27 m<sup>2</sup>/株; 每种种植模式有10个重复, 共30个样方, 样方间相距1 m, 并挖掘50 cm深排水沟, 采用完全随机设计, 实验开始后, 无化肥、农药和除草剂使用, 以免影响土壤生物。2015年8月, 在每种种植模式下模拟干旱, 各5个对照样方和5个干旱样方。所有样方上安装中心高2.2 m、四周高1.8 m的铁支撑架, 然后铺盖聚乙烯遮水布(透光率大于90%)进行遮雨(Borken et al, 2006), 保证全部降雨被遮挡排入样方四周排水沟中, 并能保证空气流通, 不产生温室效应。我们用8月自然降雨量作为对照降雨量(3 mm/d), 极端干旱定义为历年8月(采用1983–2014年数据, 中国科学院茂县山地生态系统定位研究站)连续日降雨量少于1 mm的天数(Kreyling et al, 2008; Wang et al, 2015), 所有样方处理时间从8月1日到8月30日。对照和干旱样方都遮雨控水, 对照是每天洒水, 模拟降水3 mm/d, 干旱不洒水。处理结束后, 对照样方继续按照3 mm/d进行洒水模拟降雨; 干旱样方先进行复水, 使土壤含水量达到对照水平, 然后也按照3 mm/d进行洒水模拟降雨, 和对照保持一致。恢复45 d后, 结束实验处理。

### 1.3 土壤样品的采集与分析

在2015年8月31日干旱处理结束、恢复15 d、30 d和45 d后, 在每个样方内, 用直径为5 cm的土钻取土壤表层0–10 cm的土壤样品, 采用五点法取

样, 把土样混合作为1个样品, 带回实验室, 一部分用于线虫的分离提取, 剩余部分过2 mm网筛, 分成2份, 1份储存在–20℃冰箱用作磷脂脂肪酸分析(PLFA), 1份自然风干, 用作土壤化学性质测定。

### 1.4 土壤化学性质指标测定

土壤含水量测定采用烘干法, 称取20 g鲜土壤在105℃烘干24 h后, 称取干重; 土壤溶解性有机碳和氮采用TOC/TN分析仪(Multi N/C® 2100(S), Analytik Jena AG, Germany); 采用2 mol/L的KCl浸提风干土壤硝态氮和铵态氮, 然后用连续流动分析仪测定(AA3, Bran+Luebbe, Germany)。

### 1.5 土壤微生物群落测定

采用磷脂脂肪酸生物标记法(Bossio & Scow, 1998)。称取相当于8 g干重的鲜土样, 用23 mL含有氯仿、甲醇、磷酸盐缓冲液(1 : 2 : 0.8 v/v/v)的混合提取液萃取脂质。提取的总脂肪酸作为总微生物生物量, 脂肪酸i15 : 0、a15 : 0、15 : 0、i16 : 0、16 : 1ω7、i17 : 0、a17 : 0、17 : 0、cy17 : 0、18 : 1ω7c和cy19 : 0作为细菌标记, 18 : 2ω6、9c为真菌标记(Frostegård et al, 1996), 用以上细菌和真菌生物量计算真菌/细菌比。

### 1.6 土壤线虫群落测定

采用浅盘法提取土壤线虫(Townshend, 1963), 称取鲜土50 g倒入1.5 L水杯中, 加水至1 L处, 搅匀静置1 min, 倒入1组上层为60目下层为400目的网筛中, 然后再加1 L水至水杯中, 重复上述过程3次, 然后用花洒把400目网筛中的线虫泥浆转移到浅盘中, 最后收集线虫并保存。摇匀线虫样品液, 吸取一定量线虫溶液放入载玻片上, 在显微镜(Nikon, E100)下进行线虫鉴定。根据线虫食性分为食细菌线虫、食真菌线虫、植食线虫和杂食捕食线虫4大群, 线虫的鉴定参照Bongers (1988)。

### 1.7 统计分析

干旱结束时第一次采样采用单因素方差分析, 分析干旱对土壤化学性质、土壤微生物和线虫群落结构的效应; 干旱结束后第15 d、30 d和45 d三次采样为干旱后的恢复效应, 采用双因素重复测量的方差分析, 分析干旱的遗留效应对土壤理化、微生物量、线虫密度和相对多度的影响, 单因素方差分析和双因素重复测量方差分析在SPSS 17.0中完成。用CANOCO 4.5对土壤属性、微生物和线虫群落进行主成分分析, 研究土壤微生物和线虫群落与土壤属

性的关系;用CANOCO 4.5进行主效应曲线模型分析(Lepš & Šmilauer, 2003),研究干旱处理结束后,每个种植处理内土壤线虫功能团的恢复情况,对照为零基线(水平线),实验处理曲线变化是与对照在不同取样时间点的差异。

## 2 结果

### 2.1 土壤化学性质恢复

在3种植植模式下,干旱显著降低了土壤含水量(表1);在花椒单作模式下,干旱后恢复45 d,土壤硝态氮含量显著高于对照处理,而土壤铵态氮、

溶解性有机碳和溶解性有机氮含量与对照无显著差异;在花椒-苜蓿间作模式和花椒-大豆间作模式下,干旱后恢复45 d,土壤含水量、铵态氮、硝态氮、溶解性有机碳和溶解性有机氮含量与对照均无显著差异(表1)。

### 2.2 土壤微生物量及群落结构的恢复

在3种植植模式下,干旱对土壤细菌生物量、真菌生物量和真菌/细菌比无显著影响(图1);干旱后恢复45 d,土壤微生物生物量和真菌/细菌比与对照无显著差异(图1)。重复测量方差分析表明,在花椒单作模式下,脂肪酸i15:0和17:0相对多度显著

表1 花椒单作、花椒-苜蓿间作和花椒-大豆间作种植模式下各取样期土壤化学性质

Table 1 Soil chemical properties in monocultures of the focal species *Zanthoxylum bungeanum*, mixed cultures of *Z. bungeanum* and *Medicago sativa*, and mixed cultures of *Z. bungeanum* and *Glycine max* at each sampling time.

恢复时间 Recovery days	种植模式 Planting system	处理 Treatment	土壤含水量 SWC (%)	铵态氮 NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N (mg/kg)	硝态氮 NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N (mg/kg)	溶解性有机碳 DOC (mg/kg)	溶解性有机氮 DON (mg/kg)
0天 0 day	Z	对照 Control	<b>18.63 ± 0.80</b>	4.16 ± 0.41	<b>17.81 ± 0.45</b>	212.88 ± 1.06	55.25 ± 0.49
		干旱 Drought	<b>12.47 ± 0.48</b>	3.53 ± 0.84	<b>25.16 ± 1.24</b>	213.38 ± 4.65	59.30 ± 3.84
	Z-M	对照 Control	<b>19.42 ± 0.67</b>	6.07 ± 0.86	24.94 ± 0.71	237.94 ± 7.07	64.89 ± 2.25
		干旱 Drought	<b>13.33 ± 0.64</b>	4.29 ± 0.99	27.40 ± 3.07	229.45 ± 4.16	65.06 ± 2.17
	Z-G	对照 Control	<b>19.14 ± 0.54</b>	4.31 ± 0.49	<b>25.19 ± 1.12</b>	<b>229.37 ± 1.98</b>	<b>62.83 ± 0.89</b>
		干旱 Drought	<b>12.76 ± 0.55</b>	3.98 ± 0.66	<b>17.14 ± 1.82</b>	<b>198.59 ± 3.09</b>	<b>55.25 ± 1.68</b>
15天 15 days	Z	对照 Control	18.10 ± 0.53	3.06 ± 0.15	21.22 ± 0.70	195.66 ± 9.98	49.88 ± 0.43
		干旱 Drought	18.40 ± 0.59	3.18 ± 0.08	30.92 ± 1.84	191.35 ± 4.19	50.34 ± 2.14
	Z-M	对照 Control	19.74 ± 1.21	4.16 ± 0.28	26.57 ± 2.40	263.98 ± 42.91	61.58 ± 4.50
		干旱 Drought	19.63 ± 0.64	3.33 ± 0.14	27.80 ± 2.05	237.18 ± 10.26	60.00 ± 2.31
	Z-G	对照 Control	18.93 ± 0.94	3.43 ± 0.19	28.56 ± 2.01	196.09 ± 13.38	55.99 ± 1.18
		干旱 Drought	19.00 ± 0.89	3.10 ± 0.12	22.61 ± 0.66	165.92 ± 3.99	57.34 ± 1.38
30天 30 days	Z	对照 Control	18.03 ± 0.57	3.65 ± 0.18	18.72 ± 1.15	174.54 ± 15.17	51.79 ± 1.04
		干旱 Drought	17.13 ± 0.52	3.15 ± 0.10	30.93 ± 1.52	170.91 ± 8.35	50.50 ± 1.89
	Z-M	对照 Control	19.34 ± 0.96	4.65 ± 0.22	27.97 ± 1.62	188.71 ± 11.75	58.00 ± 3.69
		干旱 Drought	18.13 ± 0.58	3.29 ± 0.15	27.45 ± 2.01	189.41 ± 8.67	55.87 ± 1.14
	Z-G	对照 Control	19.24 ± 0.76	3.99 ± 0.22	25.76 ± 1.19	173.52 ± 4.84	52.48 ± 4.58
		干旱 Drought	18.30 ± 0.95	3.09 ± 0.17	23.90 ± 1.31	171.47 ± 9.69	54.09 ± 3.18
45天 45 days	Z	对照 Control	17.91 ± 0.36	2.31 ± 0.62	18.57 ± 2.24	152.36 ± 2.17	48.04 ± 2.49
		干旱 Drought	17.27 ± 0.32	1.88 ± 0.39	26.03 ± 2.58	154.61 ± 3.95	48.42 ± 2.48
	Z-M	对照 Control	19.45 ± 0.80	1.98 ± 0.66	23.25 ± 1.27	179.35 ± 5.66	52.89 ± 3.81
		干旱 Drought	19.37 ± 1.06	1.94 ± 0.54	27.67 ± 2.46	181.62 ± 12.04	54.93 ± 3.07
	Z-G	对照 Control	19.52 ± 1.19	2.27 ± 0.64	21.98 ± 2.54	165.24 ± 7.26	53.20 ± 1.75
		干旱 Drought	18.30 ± 0.59	2.09 ± 0.44	23.25 ± 1.92	167.78 ± 9.66	53.12 ± 3.36
双因素重复测量方差分析 Two-way repeated ANOVA							
	Z	ns	ns	ns	<i>P</i> = 0.007	ns	ns
	Z-M	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	Z-G	ns	ns	ns	ns	ns	ns

Z: 花椒单作; Z-M: 花椒-苜蓿间作; Z-G: 花椒-大豆间作。对照和干旱处理之间黑体表示有显著差异, *P* < 0.05。

Z, The monoculture of *Zanthoxylum bungeanum*; Z-M, The mixed cultures of *Z. bungeanum* and *Medicago sativa*; Z-G, The mixed cultures of *Z. bungeanum* and *Glycine max*; SWC, Soil water content; DOC, Dissolved organic carbon; DON, Dissolved organic nitrogen. Bold numbers indicate significant differences between drought and control treatments.

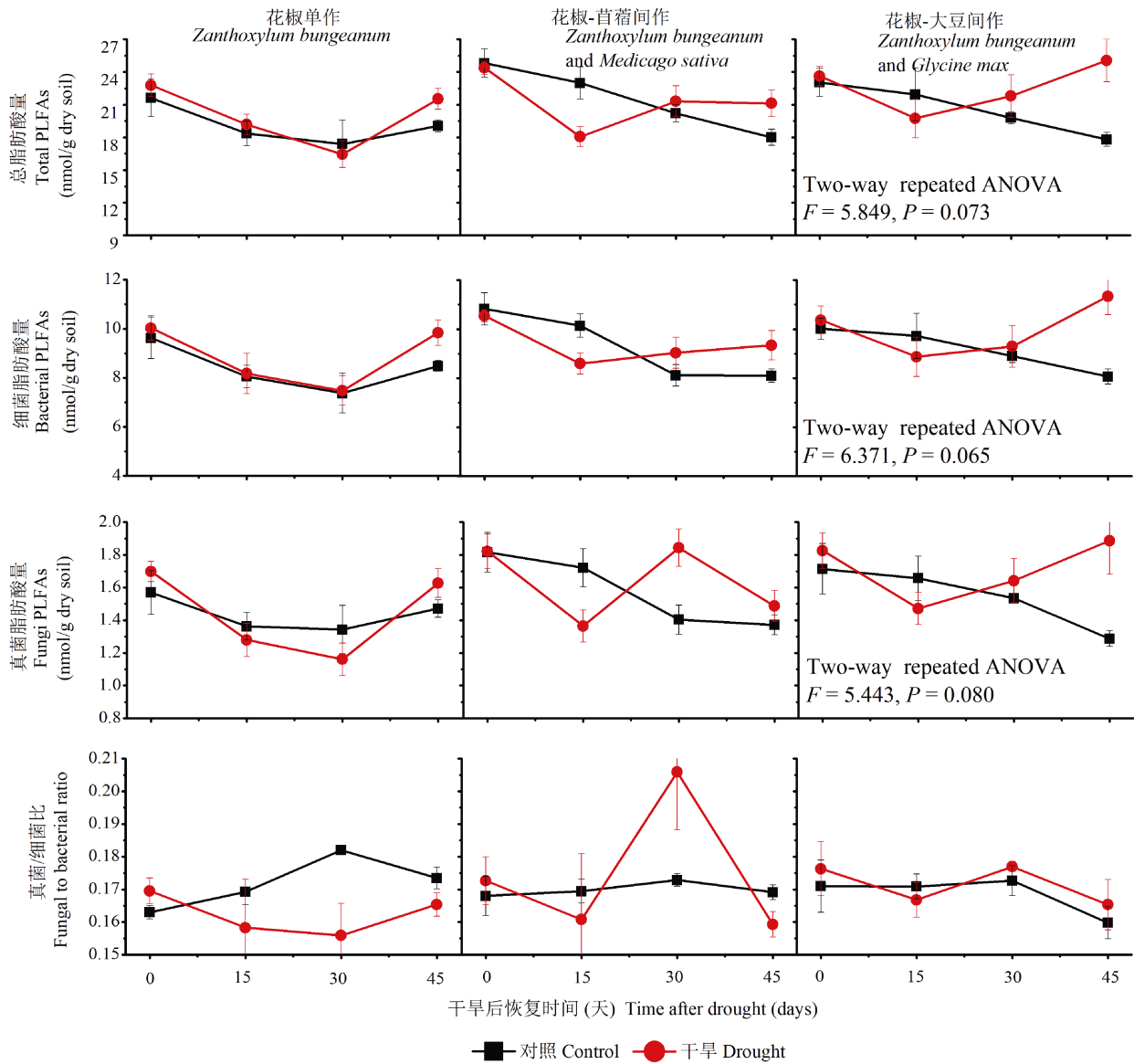


图1 不同种植模式下干旱后土壤微生物量的恢复

Fig. 1 Effects of planting systems on the microbial biomass after 45 days recovery from the drought

高于对照处理( $P < 0.05$ ), 而脂肪酸18:1 $\omega$ 7c相对多度显著低于对照处理( $P < 0.05$ ) (图2); 在花椒-苜蓿间作模式下, 脂肪酸15:0, i15:0和16:1 $\omega$ 7c相对多度显著高于对照处理( $P < 0.05$ ), 而脂肪酸18:1 $\omega$ 7c和cy19:0相对多度显著低于对照处理( $P < 0.05$ ) (图2); 在花椒-大豆间作模式下, 脂肪酸15:0, i15:0, a15:0和i16:0相对多度显著高于对照( $P < 0.05$ ), 而脂肪酸18:1 $\omega$ 7c和cy19:0相对多度显著低于对照( $P < 0.01$ ) (图2)。土壤 $\text{NO}_3^-$ -N对微生物脂肪酸cy19:0影响较大, 而其他土壤化学性质对微

生物脂肪酸影响较小(图2)。

### 2.3 土壤线虫密度及群落结构的恢复

重复测量方差分析表明: 干旱结束恢复45 d后, 花椒单作模式下*Psilenchus*和*Amphidelus*属相对多度显著低于对照( $P < 0.01$ ) (图3); 在花椒-苜蓿间作模式下, *Boleodorus*属相对多度显著高于对照(图3); 花椒-大豆间作模式下*Filenchus*, *Lelenchus*和*Odontolaimus*属相对多度显著高于对照( $P < 0.05$ ) (图3)。

干旱后恢复45 d, 在花椒单作模式下, 干旱对



总线虫和各个营养类群线虫密度无显著影响, 干旱处理中总线虫和各个营养类群线虫密度与对照无显著差异(图4); 在花椒-苜蓿间作模式下, 干旱处理增加了土壤总线虫密度、植食性线虫密度、食细菌线虫密度和食真菌线虫密度, 干旱处理中总线虫和各个营养类群线虫密度与对照无显著差异(图4); 在花椒-大豆间作模式下, 干旱处理显著降低了总线虫密度、食细菌线虫密度和食真菌线虫密度, 食细菌线虫密度显著低于对照水平(图4)。

主效应曲线分析表明, 干旱后恢复45 d, 在花椒单作模式下, 倾向于增加Op5和Ba1功能团相对多度, 而He2显著低于对照水平( $P = 0.029$ )(图5a); 在花椒-苜蓿间作模式下, 线虫功能团达到对照水平(图5 b); 在花椒-大豆间作模式下, Op5和Ba2功能团相对多度趋向于减少, 而He2显著高于对照水平( $P = 0.017$ )(图5c)。

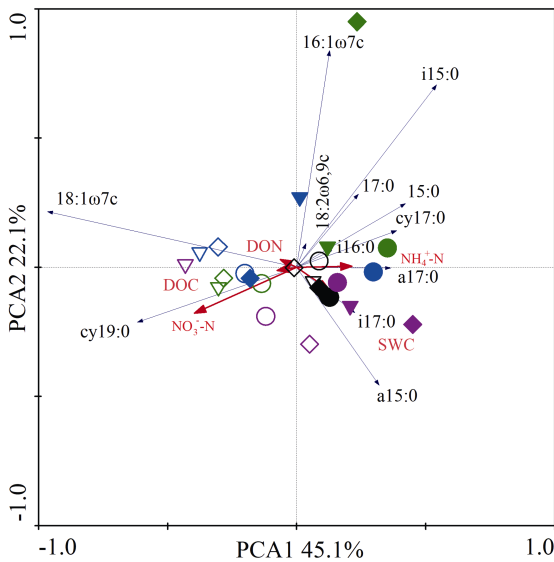


图2 微生物群落的主成分分析。SWC: 土壤含水量; DOC: 溶解性有机碳; DON: 溶解性有机氮。圆形为花椒单作, 菱形为花椒-苜蓿间作, 三角形为花椒-大豆间作。黑色、绿色、紫色和蓝色图形符号分别表示干旱后恢复0、15、30和45天。空心表示对照, 实心表示干旱。

Fig. 2 Principal component analysis (PCA) of the microbial community. SWC is soil water content; DOC and DON are the dissolved organic carbon and nitrogen, respectively. Circle indicates the monoculture of *Zanthoxylum bungeanum*, diamond indicates the mixed cultures of *Z. bungeanum* and *Medicago sativa*, triangle indicates the mixed cultures of *Z. bungeanum* and *Glycine max*. Black, green, purple and blue symbols represent 0, 15, 30 and 45 days of recovery after drought, respectively. Hollow indicates control, solid indicates drought.

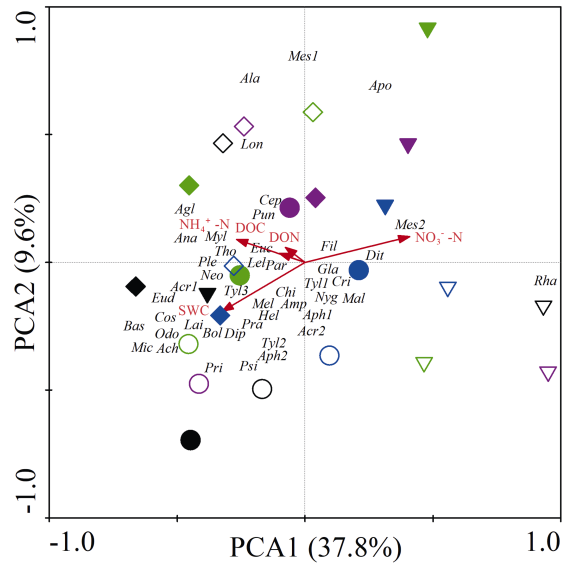


图3 线虫群落主成分分析。SWC: 土壤含水量; DOC: 溶解性有机碳; DON: 溶解性有机氮。图形符号含义见图2。黑色、绿色、紫色和蓝色图形符号分别表示干旱后恢复0、15、30和45天。空心表示对照, 实心表示干旱。Tyl1: 垫刃属; Mal: 剑尾垫刃属; Psi: 平滑垫刃属; Agl: 野外垫刃属; Fil: 丝尾垫刃属; Cos: 具脊垫刃属; Lel: 细纹垫刃属; Bol: 叉针属; Par: 针属; Neo: 新萨达属; Pra: 短体属; Tyl2: 矮化属; Cri: 中轮属; Mel: 根结属; Hel: 螺旋属; Lon: 长针属; Xip: 剑属; Rha: 小杆属; Mes2: 中杆属; Odo: 齿腔属; Gla: *Glauxinema*; Acr1: 丽突属; Acr2: 拟丽突属; Cep: 头叶属; Euc: 真头叶属; Ple: 绕线属; Ana: 拟绕线属; Chi: 板唇属; Cer: 鹿角唇属; Chr: 连胃属; Bas: 巴氏属; Pri: 棱咽属; Ala: 无咽属; Amp: 高杯侧属; Aph1: 滑刃属; Aph2: 真滑刃属; Dit: 茎属; Dip: 膜皮属; Tyl3: 垫咽属; Tri: 三孔属; Myl: 锉齿属; Ach: 异色矛属; Tho: 索努斯属; Eud: 真矛属; Mic: 小矛线属; Pun: 螯属; Mes1: 中矛属; Lai: 咽针属; Apo: 孔咽属。

Fig. 3 Principal component analysis (PCA) of the nematode community. SWC, Soil water content; DOC, Dissolved organic carbon; DON, Dissolved organic nitrogen. The meaning of the symbol is shown in fig. 2. Black, green, purple and blue symbols represent 0, 15, 30 and 45 days of recovery after drought, respectively. Hollow indicates control, solid indicates drought. Abbreviations correspond to the nematode taxa were listed: Tyl1, *Tylenchus*; Mal, *Malenchus*; Psi, *Psilenchus*; Agl, *Aglenchus*; Fil, *Filenchus*; Cos, *Coslenchus*; Lel, *Lelenchus*; Bol, *Boleodorus*; Par, *Paratylenchus*; Neo, *Neothada*; Pra, *Pratylenchus*; Tyl2, *Tylenchorhynchus*; Cri, *Cricronemoides*; Mel, *Meloidogyne*; Hel, *Helicotylenchus*; Lon, *Longidorus*; Xip, *Xiphinema*; Rha, *Rhabditis*; Mes2, *Mesorhabditis*; Odo, *Odonotolaimus*; Gla, *Glauxinema*; Acr1, *Acrobelus*; Acr2, *Acrobeloides*; Cep, *Cephalobus*; Euc, *Eucephalobus*; Ple, *Plectus*; Ana, *Anaplectus*; Chi, *Chiloplacus*; Cer, *Cervidellus*; Chr, *Chronogaster*; Bas, *Bastiania*; Pri, *Prismatolaimus*; Ala, *Alaimus*; Amp, *Amphidelus*; Aph1, *Aphelenchoides*; Aph2, *Aphelenchus*; Dit, *Ditylenchus*; Dip, *Diphtherophora*; Tyl3, *Tylencholaimus*; Tri, *Tripyla*; Myl, *Mylonchulus*; Ach, *Achromadora*; Tho, *Thonus*; Eud, *Eudorylaimus*; Mic, *Microdorylaimus*; Pun, *Pungentus*; Mes1, *Mesodorylaimus*; Lai, *Laimydorus*; Apo, *Aporcelaimellus*.

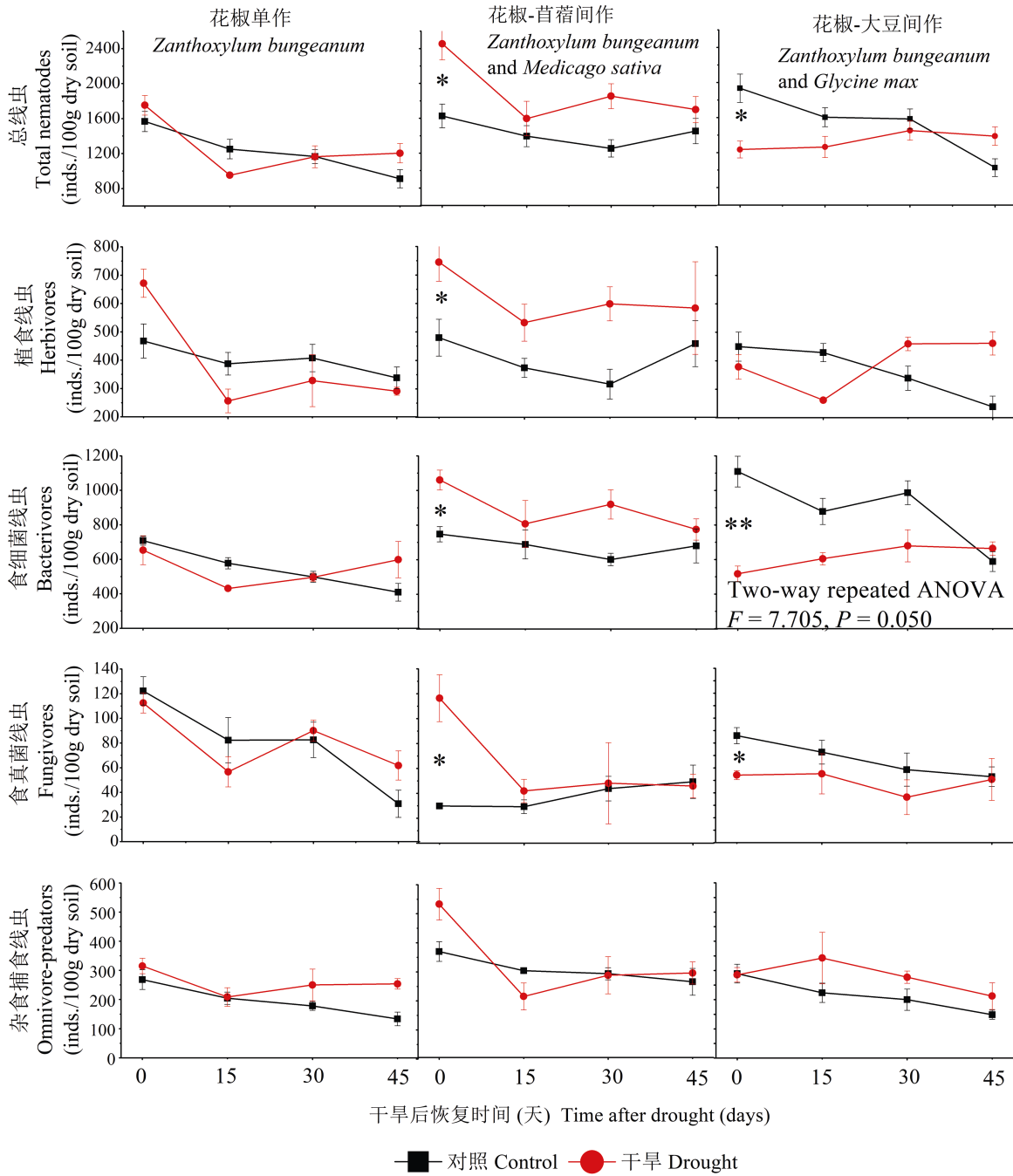


图4 不同种植模式下干旱后线虫营养类群。\*  $P < 0.05$ , \*\*  $P < 0.01$ 。

Fig. 4 Effects of planting systems on the nematode community after 45 days recovery from the drought. \*  $P < 0.05$ , \*\*  $P < 0.01$ .

### 3 讨论

#### 3.1 花椒豆科间作模式对干旱后土壤养分的影响

干旱显著增加了花椒单作模式下土壤硝态氮含量，重复测量方差分析表明，在恢复45 d后，土壤硝态氮仍然显著高于对照处理，这主要归因于干

旱的遗留效应对花椒生长仍然有较大的影响，进而降低了花椒对硝态氮的吸收。在花椒-苜蓿间作模式下，虽然干旱显著降低了土壤含水量，但对土壤养分并无显著作用，这可能归因于干旱对花椒和苜蓿生长没有造成显著的影响。在花椒-大豆间作模式下，干旱显著降低了土壤硝态氮、溶解性有机碳和溶解

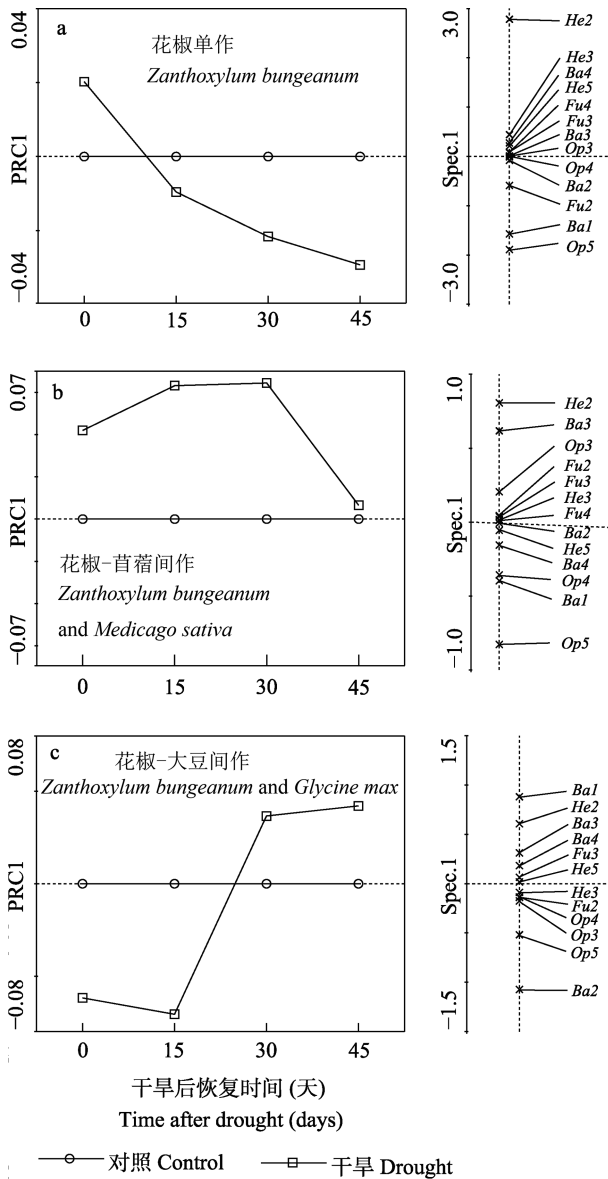


图5 主效应曲线分析干旱后不同种植模式下线虫功能团。PRC1代表对照处理, Ba: 食细菌线虫; Fu: 食真菌线虫; Op: 杂食捕食线虫; He: 植食性线虫, 数字1, 2, 3, 4和5代表线虫属的cp值。

Fig. 5 Principal response curves with weights of density of each soil nematode functional guild under different planting systems in control and drought. The horizontal axis represents the control treatment, Ba, Bacterivores; Fu, Fungivores; Op, Omnivore-predators; He, Herbivores. The number of 1, 2, 3, 4 and 5 are cp value of nematode genera.

性有机氮含量, 在恢复45 d后, 土壤硝态氮、溶解性有机碳和溶解性有机氮含量与对照无显著差异, 因此, 种植豆科植物能增加干旱后土壤养分的恢复 (Orwin & Wardle, 2005), 这和我们的第一个假设相符。豆科植物主要通过固氮作用和凋落物分解增加

了土壤养分。

### 3.2 花椒豆科间作模式对干旱后土壤微生物的影响

微生物具有半渗透膜, 土壤水分对维持微生物生存和活性起着重要作用。在贫瘠的环境中, 微生物群落转变较慢, 而在富营养环境中, 微生物群落响应非常迅速 (Wallenstein & Hall, 2012)。植物通过根系分泌物为微生物提供碳源, 对微生物群落有较大的影响。因此, 微生物恢复力可能受土壤可利用养分、土壤水分和植物的影响 (de Vries & Shade, 2013)。先前的研究也表明干旱后土壤微生物量和土壤动物密度的恢复与土壤养分有关 (de Vries et al, 2012)。

本研究结果表明, 在干旱恢复45 d后, 3种植模式下土壤微生物生物量和真菌/细菌比与对照无显著差异, 但脂肪酸相对多度与对照有显著差异。因此, 干旱的遗留效应对土壤微生物群落影响较大, 间作豆科植物对土壤微生物的恢复力无显著影响, 而且, 土壤微生物群落的恢复滞后于土壤养分的恢复。这可能因为不同类群的微生物有不同的生活策略和养分利用效率, *r*-策略微生物有较高的生长率和低的养分利用率, 抗干扰能力弱, 但恢复能力强; 而 *k*-策略微生物生长率较低, 养分利用率较高, 抵抗干扰能力较强, 但恢复力弱。因此, 微生物的生理特点影响土壤微生物的恢复力和群落的演替 (de Vries & Shade, 2013)。在花椒-大豆间作模式下, 恢复45 d后, 干旱的遗留效应倾向于增加土壤总微生物生物量、细菌和真菌生物量 (图1), 这可能因为干旱处理结束后大豆植物恢复生长, 增加了地下生物量, 为土壤微生物提供较多的碳源, 增加了微生物量。另一个原因可能是干旱改变了凋落物的化学成分, 进而在恢复阶段影响微生物量 (Alster et al, 2013)。

### 3.3 花椒豆科间作模式对干旱后土壤线虫的影响


干旱条件下, 土壤线虫主要通过两个策略维持生存, 短期策略是迁移到湿润的栖息地, 而且新的栖息地要有足够的食物数量和质量, 能够维持线虫存活; 另一个策略是线虫生成卵增加抗性 (Maraldo & Holmstrup, 2009)。由于线虫依赖水膜运动, 迁移速率很低, 因此干旱后土壤线虫的恢复可能较慢。目前, 很少有研究是关于干旱后土壤动物群落的恢复 (Lindberg & Bengtsson, 2006)。

在花椒单作模式下, 尽管干旱处理和干旱的遗留效应对线虫密度无显著影响, 但干旱处理结束45 d后, 干旱遗留效应显著改变了土壤线虫群落和功能团组成。在花椒-苜蓿间作模式下, 干旱显著增加了土壤总线虫密度、植食性线虫密度、食细菌线虫密度、食真菌线虫密度。这可能归因于苜蓿植物根系较长, 通过根压把深层水运输到干旱的土壤表面(Burgess et al, 2001), 减少了土壤线虫的生理压力。因此, 除了*Boleodorus*属相对多度显著低于对照处理外, 其他线虫群落结构和功能团组成与对照无显著差异。在花椒-大豆间作模式下, 干旱和干旱的遗留效应显著降低了土壤食细菌线虫密度, 而且线虫群落结构和功能团组成也发生了变化。总之, 在花椒-苜蓿间作模式下, 干旱遗留效应对土壤线虫群落影响最小, 植物物种特性和群落构成影响干旱后土壤线虫的抗性和恢复力(Papatheodorou et al, 2012)。因此, 花椒豆科间作模式影响土壤线虫群落的恢复, 这和我们的第二个假设部分一致, 花椒豆科间作模式虽然没有提高土壤微生物恢复力, 但花椒-苜蓿间作模式提高了土壤线虫恢复力。

越来越多的研究表明减少土壤生物数量可能降低土壤服务功能(Andrés et al, 2016)。“保险假说”认为减少土壤生物数量即使能暂时确保土壤重要的生态过程, 匮乏的土壤生物群落对于干扰和环境变化将会变得不稳定且恢复力较弱(Loreau et al, 2001)。先前的研究表明土壤食物网稳定性和恢复力对土地利用形式更加敏感(de Vries et al, 2012)。本研究结果显示, 花椒豆科间作模式显著影响土壤生物的恢复力。因此, 构建合理有效的农林复合系统可以增强土壤生态系统的稳定性。

本研究探讨了花椒农林复合系统在干旱后土壤食物网恢复中的作用, 证明了土壤生物群落恢复力与植物群落构成有关, 间作豆科植物提高了土壤线虫群落的恢复力, 有利于花椒作物的生长。

## ORCID

孙锋  <https://orcid.org/0000-0003-0752-3966>

## 参考文献

Alster CJ, German DP, Lu Y, Allison SD (2013) Microbial enzymatic responses to drought and to nitrogen addition in a southern California grassland. *Soil Biology and*

- Biochemistry*, 64, 68–79.
- Anderson SH, Udawatta RP, Seobi T, Garrett HE (2009) Soil water content and infiltration in agroforestry buffer strips. *Agroforestry Systems*, 75, 5–16.
- Andrés P, Moore JC, Simpson RT, Selby G, Cotrufo F, Deneff K, Haddix ML, Shaw EA, de Tomasel CM, Molowny-Horas R, Wall DH (2016) Soil food web stability in response to grazing in a semi-arid prairie: The importance of soil textural heterogeneity. *Soil Biology and Biochemistry*, 97, 131–143.
- Bertness MD, Callaway R (1994) Positive interactions in communities. *Trends in Ecology and Evolution*, 9, 191–193.
- Bongers T (1988) *De Nematoden van Nederland*. Pirola, Schoorl, the Netherlands.
- Borken W, Savage K, Davidson EA, Trumbore SE (2006) Effects of experimental drought on soil respiration and radiocarbon efflux from a temperate forest soil. *Global Change Biology*, 12, 177–193.
- Bossio DA, Scow KM (1998) Impacts of carbon and flooding on soil microbial communities: Phospholipid fatty acid profiles and substrate utilization patterns. *Microbial Ecology*, 35, 265–278.
- Burgess SSO, Adams MA, Turner NC, White DA, Ong CK (2001) Tree roots: Conduits for deep recharge of soil water. *Oecologia*, 126, 158–165.
- Dai AG (2013) Increasing drought under global warming in observations and models. *Nature Climate Change*, 3, 52–58.
- Daryanto S, Wang LX, Jacinthe PA (2017) Global synthesis of drought effects on cereal, legume, tuber and root crops production: A review. *Agricultural Water Management*, 179, 18–33.
- de Vries FT, Liiri ME, Bjørnlund L, Bowker MA, Christensen S, Setälä HM, Bardgett RD (2012) Land use alters the resistance and resilience of soil food webs to drought. *Nature Climate Change*, 2, 276–280.
- de Vries FT, Shade A (2013) Controls on soil microbial community stability under climate change. *Frontiers in Microbiology*, 4, 1–16.
- Frostegård A, Tunlid A, Bååth E (1996) Changes in microbial community structure during long-term incubation in two soils experimentally contaminated with metals. *Soil Biology and Biochemistry*, 28, 55–63.
- Grant K, Kreyling J, Heilmeyer H, Beierkuhnlein C, Jentsch A (2014) Extreme weather events and plant–plant interactions: Shifts between competition and facilitation among grassland species in the face of drought and heavy rainfall. *Ecological Research*, 29, 991–1001.
- Hueso S, García C, Hernández T (2012) Severe drought conditions modify the microbial community structure, size and activity in amended and unamended soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 50, 167–173.
- IUSS Working Group WRB (2007) *World Soil Resources Reports no. 103*. FAO, Rome.



- Khan MASA, Grant K, Beierkuhnlein C, Kreyling J, Jentsch A (2014) Climatic extremes lead to species-specific legume facilitation in an experimental temperate grassland. *Plant and Soil*, 379, 161–175.
- Kreyling J, Beierkuhnlein C, Elmer M, Pritsch K, Radovski M, Schloter M, Wöllecke J, Jentsch A (2008) Soil biotic processes remain remarkably stable after 100-year extreme weather events in experimental grassland and heath. *Plant and Soil*, 308, 175–188.
- Lepš J, Šmilauer P (2003) *Multivariate Analysis of Ecological Data using CANOCO*. Cambridge University Press, New York.
- Lindberg N, Bengtsson J (2006) Recovery of forest soil fauna diversity and composition after repeated summer droughts. *Oikos*, 114, 494–506.
- Loreau M, Naeem S, Inchausti P, Bengtsson J, Grime JP, Hector A, Hooper DU, Huston MA, Raffaelli D, Schmid B, Tilman D, Wardle DA (2001) Biodiversity and ecosystem functioning: Current knowledge and future challenges. *Science*, 294, 804–808.
- Maraldo K, Holmstrup M (2009) Recovery of enchytraeid populations after severe drought events. *Applied Soil Ecology*, 42, 227–235.
- Narain P, Singh RK, Sindhwal NS, Joshie P (1998) Water balance and water use efficiency of different land uses in western Himalayan valley region. *Agricultural Water Management*, 37, 225–240.
- Orwin KH, Wardle DA (2005) Plant species composition effects on belowground properties and the resistance and resilience of the soil microflora to a drying disturbance. *Plant and Soil*, 278, 205–221.
- Papathodorou EM, Kordatos H, Kouseris T, Monokrousos N, Menkissoglu-Spiroudi U, Diamantopoulos J, Stamou GP, Argyropoulou MD (2012) Differential responses of structural and functional aspects of soil microbes and nematodes to abiotic and biotic modifications of the soil environment. *Applied Soil Ecology*, 61, 26–33.
- Rivist D, Paquette A, Shipley B, Reich PB, Messier C (2015) Tree communities rapidly alter soil microbial resistance and resilience to drought. *Functional Ecology*, 29, 570–578.
- Sanaullah M, Blagodatskaya E, Chabbi A, Rumpel C, Kuzyakov Y (2011) Drought effects on microbial biomass and enzyme activities in the rhizosphere of grasses depend on plant community composition. *Applied Soil Ecology*, 48, 38–44.
- Shao YH, Fu SL (2007) The diversity and functions of soil nematodes. *Biodiversity Science*, 15, 116–123. (in Chinese with English abstract) [邵元虎, 傅声雷 (2007) 试论土壤线虫多样性在生态系统中的作用. *生物多样性*, 15, 116–123.]
- Shi LL, Fu SL (2014) Review of soil biodiversity research: History, current status and future challenges. *Chinese Science Bulletin*, 59, 493–509. (in Chinese with English abstract) [时雷雷, 傅声雷 (2014) 土壤生物多样性研究: 历史、现状与挑战. *科学通报*, 59, 493–509.]
- Stevnbak K, Scherber C, Gladbach DJ, Beier C, Mikkelsen TN, Christensen S (2012) Interactions between above- and belowground organisms modified in climate change experiments. *Nature Climate Change*, 2, 805–808.
- Sun F, Pan KW, Tariq A, Zhang L, Sun XM, Li ZL, Wang SZ, Xiong QL, Song DG, Olatunji OA (2016) The response of the soil microbial food web to extreme rainfall under different plant systems. *Scientific Reports*, 6, 37662.
- Townshend JL (1963) A modification and evaluation of the apparatus for the oostenbrink direct cottonwool filter extraction method. *Nematologica*, 9, 106–110.
- Viketoft M, Bengtsson J, Sohlenius B, Berg MP, Petchey O, Palmborg C, Huss-Danell K (2009) Long-term effects of plant diversity and composition on soil nematode communities in model grasslands. *Ecology*, 90, 90–99.
- Wallenstein MD, Hall EK (2012) A trait-based framework for predicting when and where microbial adaptation to climate change will affect ecosystem functioning. *Biogeochemistry*, 109, 35–47.
- Wang ZY, Silva LCR, Sun G, Luo P, Mou CX, Horwath WR (2015) Quantifying the impact of drought on soil–plant interactions: A seasonal analysis of biotic and abiotic controls of carbon and nutrient dynamics in high-altitudinal grasslands. *Plant and Soil*, 389, 59–71.
- Xu K, Yang DW, Yang HB, Li Z, Qin Y, Shen Y (2015) Spatio-temporal variation of drought in China during 1961–2012: A climatic perspective. *Journal of Hydrology*, 526, 253–264.
- Zhao J, Wang XL, Wang XL, Fu SL (2014) Legume–soil interactions: Legume addition enhances the complexity of the soil food web. *Plant and Soil*, 385, 273–286.

(责任编辑: 傅声雷 责任编辑: 闫文杰)



•研究报告•

# 中国公众的国际野生动物保护意愿调查：以非洲象为例

张馨予<sup>ID</sup>, 胡宇轩, 张忠义, 傅钰涵, 谢屹\*

北京林业大学经济管理学院, 北京 100083

**摘要:** 我国高度重视野生动物保护事业, 认真履行野生动物保护国际义务, 积极鼓励公众参与, 以扩大野生动物保护事业的公众基础。已有文献多关注了公众的国内野生动物保护意愿, 鲜有文献关注公众对国际野生动物的保护意愿, 难以为促进公众参与国际野生动物保护事业提供决策参考。本研究以全球旗舰物种非洲象(*Loxodonta africana*)为例, 结合非洲象保护的相关研究与实践, 构建拓展的计划行为理论框架, 通过线下和线上调研获取数据, 运用结构方程模型, 从态度、规范、知觉行为控制、过去经验及个体特征五个方面, 分析了我国公众的非洲象保护意愿及影响因素。结果表明: (1) 68.5%的公众具有非洲象保护意愿; (2) 公众规范(系数为0.422)、过去经验(系数为0.253)、知觉行为控制(系数为0.160)、保护态度(系数为0.156)对保护意愿存在显著的正向影响; 男性公众(系数为-0.054)的保护意愿低于女性公众; 居住在西部地区的公众(系数为0.066)保护意愿更高; (3) 模型整体通过了拟合检验, 表明研究结果具有稳健性。本研究的政策建议如下: (1) 明确政策导向作用, 提升公众的道德义务感和社会责任感; (2) 加强宣传教育, 丰富公众知识经验, 培育公众积极的保护态度; (3) 拓宽保护参与渠道, 提高公众知觉行为控制; (4) 制定合理方案, 提升保护宣教等实践活动成效。

**关键词:** 非洲象; 保护意愿; 计划行为理论; 国际野生动物保护; 公众

张馨予, 胡宇轩, 张忠义, 傅钰涵, 谢屹 (2021) 中国公众的国际野生动物保护意愿调查: 以非洲象为例. 生物多样性, 29, 1358–1368. doi: 10.17520/biods.2021082.

Zhang XY, Hu YX, Zhang ZY, Fu YH, Xie Y (2021) Chinese public willingness of international wildlife conservation: A case study of African elephant. Biodiversity Science, 29, 1358–1368. doi: 10.17520/biods.2021082.

## Chinese public willingness of international wildlife conservation: A case study of African elephant

Xinyu Zhang<sup>ID</sup>, Yuxuan Hu, Zhongyi Zhang, Yuhan Fu, Yi Xie\*

School of Economics and Management, Beijing Forestry University, Beijing 100083

### ABSTRACT

**Aim:** The government of China has been attaching great importance to wildlife conservation, actively performing international obligations of global wildlife protection and vigorously promoting public participation to expand public foundation of the conservation. Although the public intention to defend domestic wild species has been presented in literatures, their willingness to conserve global wildlife remains uncommon in the relevant literatures, which provide little decision-making references to promote public participation in global wildlife conservation. We therefore studied Chinese public willingness of nondomestic species conservation and its influencing factors.

**Method:** The global flagship species African elephant (*Loxodonta Africana*) was selected as an invested subject and relevant studies and practices of their conservation were reviewed to construct the extended framework of the theory of planned behavior. Data were collected on- or off-line for analyses with structural equation modeling.

**Results:** The results indicated that 68.5% of the public responded their positive willingness of African elephant conservation. The factors of individual norm [coefficient (hereinafter coef.) 0.422], past experience (coef. 0.253), perceived behavioral control (coef. 0.160), and attitude (coef. 0.156) illustrated positive impacts on the public

收稿日期: 2021-03-07; 接受日期: 2021-06-30

基金项目: 国家自然科学基金(718611470001)和国家林业和草原局林业软科学项目(2019131025)

\* 通讯作者 Author for correspondence. E-mail: yixie@bjfu.edu.cn

willingness of African elephant conservation with a successively increasing impacting degree. The results also showed that male respondents (coef. -0.054) had lower conservation willingness, while the interviewees living in the western regions (coef. 0.066) possessed a higher willingness. The model passed the statistical fitting testification, confirming the reliability of the results.

**Suggestion:** We therefore suggests that it is necessary to explicitly stipulate the role of policy guidance and enhance the senses of moral obligation and social responsibility among the public. It also proposes to strengthen publicity and education in the public to enrich their knowledge and experience and to cultivate their positive attitude towards conservation, and to broaden the channels of public conservation participation and improve their perception and behavior control. The recommendation finally includes to formulate reasonable programs and elevate the effectiveness of practical activities such as conservation publicity and education.

**Key words:** African elephant; conservation willingness; the theory of planned behavior; global wildlife conservation; public

随着全球政治经济的一体化, 野生动物保护国际合作得到世界各国的重视, 成为东盟峰会、中非论坛、二十国集团领导人峰会、《生物多样性公约》缔约方大会等国际外交活动中的一个重要议题 (Phang et al, 2020)。与此同时, 公众个人和基层社区、社会组织等社会公众(见《光明日报》2020-03-04第6版)在野生动物保护中的重要性逐渐凸显, 成为以政府为主导的野生动物保护工作的有力支持 (Halkos & Jones, 2012)。如何进一步提升社会公众在野生动物保护工作中的积极作用, 受到管理层和学术界的共同关注。

公众个人(下文简称公众)在野生动物保护中具有多重身份, 可以作为捐赠者、监督员、讲解员(梦梦, 2013)。有关公众对本国物种保护意愿及其影响因素的研究众多。如关于哈尔滨市民对东北虎保护投入意愿的研究表明, 市民平均每月的支付意愿为88.56元/(户·年)(周学红等, 2009)。公众对本国物种的保护意愿受到经验、情感、物种特征、社会人口特征等因素的影响。其中, 经验因素包括对保护对象的熟悉度(Martín-López et al, 2007)、接触经验等(Turpie, 2003); 情感因素包括对保护对象的态度(Browne-Nuñez et al, 2013; Loyau & Schmeller, 2017)、社会规范(Langin & Jacobson, 2012)、管理制度偏好(Subroy et al, 2018)、价值取向(Ojea & Loureiro, 2007); 物种特征包括受保护对象的数量(Bandara & Tisdell, 2005)、是否具有标志性; 社会人口特征包括公众的性别、年龄、收入水平等(Dalrymple et al, 2012; Neupane et al, 2017)。然而, 上述四个方面的影响因素没有纳入现有研究统一的分析框架, 制约了结果对决策制订的参考价值。

比较而言, 公众对本国物种和非本国物种的保护意愿可能存在差异。Haefele (2019)对比加拿大、美国、墨西哥三国居民对同一物种的保护意愿发现, 公众更倾向于参与本国物种保护。少数关于公众对非本国物种的保护意愿研究表明, 公众愿意为遥远地区的物种保护提供支持: 英国居民愿意参与坦桑尼亚濒危物种保护, 尤其针对特有物种大猩猩, 居民支付意愿达到15.90英镑/(户·年) (Morse-Jones et al, 2012); 中国网民对非洲象保护捐赠意愿约83.62元/(户·年) (Wang et al, 2018), 且针对不同类型保护活动的投入意愿存在差异(Wang et al, 2020)。然而, 关于公众对非本国物种保护意愿的形成机理研究鲜见, 难以为促进公众参与国际野生动物保护提供决策支撑。

非洲象是全球生物多样性保护领域的旗舰物种, 得到国际社会的高度关注(Caughley et al, 1990)。国际社会在资金、技术、装备等方面为非洲象分布国家予以支持(袁丹丹, 2018), 以弥补这些国家由于经济发展水平低下, 在物种保护和管理方面的财政资源投入的不足(Kideghesho, 2016)。国际野生动物保护投入资金呈现由富有国家和地区向欠发达国家和地区流动的态势(Brockington & Scholfield, 2010)。2010–2017年, 发达国家政府及其社会组织作为主要的援助者, 向非洲国家提供了超过5亿美元的资金支持(Gray & Gauntlett, 2017)。我国政府坚持构建人类命运共同体理念, 积极参与非洲象保护工作(秦天宝和袁昕, 2020), 为非洲象分布国家提供了价值1,000万美元的物资与设备, 以加强非洲象分布国保护能力建设(刘建周, 2020)。我国还于2017年12月31日起全面禁止象牙商业性利用,



以支持打击象牙及其制品非法贸易的全球行动(Zhou et al, 2018)。然而, 非洲象仍面临的栖息地丧失、人象冲突、非法盗猎和象牙非法贸易等威胁仍未得到有效遏制, 种群数量持续下降(Xie, 2020), 仅2013–2016年的减少量估计为11.7–13.5万头, 比例约为20% (CITES, 2019)。由于非洲象保护投入严重短缺(EPI, 2018), 保护工作面临困境, 研究如何增强公众参与具有十分重要的现实意义。

本研究以非洲象保护为例, 通过拓展的计划行为理论(theory of planned behavior, TPB)建立分析框架和提出研究假设, 结合线下和线上调研获取的样本数据, 客观呈现公众对非洲象保护意愿及其行为心理与其他主体特征, 采用结构方程模型验证关于保护意愿影响因素的研究假设, 以期为提高公众对非洲象等国际野生动物保护工作的参与积极性提供决策参考。与现有为数不多的相关研究相比, 本研究有两个特点: 一是首次基于社会心理学理论对公众国际野生动物保护参与意愿开展研究, 采用的计划行为理论适于通过行为意愿来预测没有发生或无法观测到的行为; 二是结合国内外野生动物保护中的公众参与实践, 对非洲象保护参与进行了较为全面的界定, 有助于丰富现有关于保护投入意愿(Wang et al, 2018)等单一维度的研究。

## 1 理论基础和研究假设

### 1.1 理论分析框架

计划行为理论(TPB)是通过分析行为意愿来评价未来行为响应的成熟的社会心理学理论, 为研究行为意愿提供了良好的、开放性的分析框架, 在公共管理、环境保护、野生动植物保护(Miller, 2017; 史恒通等, 2019)等领域得到了广泛应用。

经典计划行为理论的核心内涵是行为意愿受行为主体的态度、社会规范、知觉行为控制三方面因素影响(Ajzen, 1991)。作为一个开放性的分析框架, 不断有学者从理论和应用两方面对模型进行拓展(Tonglet et al, 2004; 段文婷和江光荣, 2018)。在野生动物保护领域, Sakurai (2014)提出不仅要使用理论模型中的主观心理因素, 还要考虑经验、年龄等其他客观因素, 以做出更准确的预测。鉴于此, 本研究结合文献回顾及非洲象保护实践, 对经典计划行为理论模型进行拓展, 构建分析框架(附录1), 以探讨公众非洲象保护意愿的生成机理。

为确保分析框架得以正确应用, 需要对行为进行明确定义(Ajzen, 2019)。本研究中的非洲象保护活动包括改善栖息地、缓解人象冲突、反盗猎、抵制象牙贸易四类, 均是为了应对非洲象面临的威胁; 公众参与行为指参与非洲象保护活动, 即参与上述相关的线上活动, 诸如转发公益广告和报道、监督和报告在线非法交易, 以及线下活动, 诸如宣传教育、实地救助和捐助活动等。上述活动在我国野生动物保护领域具有较广泛的实践基础(梦梦, 2013)。

### 1.2 变量选择

**(1)态度。**态度是对行为对象、行为本身与行为结果是否重要的评价(Davies et al, 2002)。本研究从三个维度测量公众的非洲象保护态度: 一是非洲象这一保护对象是否重要, 即对于非洲象价值的评价; 二是保护非洲象是否重要, 即基于感觉与情感的经验性评价; 三是保护结果是否重要, 即基于知识性因素的工具性评价(Armitage & Conner, 2001)。

**(2)规范。**社会规范是经典计划行为理论的一个分析因素, 但已被证明对行为意愿的解释能力较弱, 需要进行拓展(Armitage & Conner, 2001; Ru et al, 2019)。考虑到非洲象保护是与个体道德及社会责任高度相关的行为, 有必要补充个体规范, 以检视个体的内在道德规范与社会责任对行为意愿的影响。结合规范聚焦理论(theory of normative conduct)(Cialdini et al, 1991), 本文将社会规范和个体规范合并为“规范”。社会规范包括描述性规范和命令性规范, 其中, 描述性规范指对其他重要人物是否参与非洲象保护行为感知, 命令性规范指对其他重要人物赞成或不赞成参与非洲象保护的感知。个体规范指个体对参与非洲象保护这一行为持有的对错信念(Schwartz, 1977)。

**(3)知觉行为控制。**知觉行为控制是个体对行为难易程度的感知, 此方面因素的测量需要设置语义差异或控制因子(Ajzen, 2019)。结合非洲象保护实践, 本研究从个体的时间投入、经济投入、专业技能投入三个维度测量公众对参与非洲象保护活动的难易程度感知。

**(4)过去经验。**野生动物保护意愿很可能与过去行为或经验有关, 如接触和参观经验、知识水平等(Martín-López et al, 2007; Dalrymple et al, 2012)。将过去经验纳入计划行为理论是对经典模型的有效拓展, 能更准确地评价行为意愿和预测行为响应



(Qi & Ploeger, 2018; Heiny et al, 2019)。本研究中非洲象保护的过去经验从三方面测量: 一是过去保护行为, 指个体过去是否参与过大象及其他野生动物保护活动的行为; 二是知识, 用于客观呈现受访者对于非洲象生存现状及保护工作开展情况的了解程度; 三是参与经验, 用于客观反映受访者对保护活动参与方式与渠道的了解程度。

**(5)个人特征。**社会人口特征作为解释行为意愿的背景因素, 在拓展模型中得到了广泛运用, 因此本文加入了性别、居住地区等个人特征(Ajzen, 2011; Qi & Ploeger, 2018; Wang et al, 2020)。

### 1.3 研究假设

鉴于上述分析, 本文提出如下假设:

H1: 公众非洲象保护态度正向影响其非洲象保护意愿, 即公众对非洲象保护的态度越肯定, 则保护意愿越强。

H2: 公众与非洲象保护相关的规范正向影响其非洲象保护意愿, 即公众感知到的外界压力越大、个体道德与社会责任感越强, 则保护意愿越强。

H3: 公众与非洲象保护相关的知觉行为控制正向影响保护意愿, 即公众知觉行为控制越高, 意味着对参与行为相关因子的控制力越强, 则保护意愿越强。

H4: 公众过去野生动物保护经验正向影响保护意愿, 即过去参与过相关保护活动的公众的保护意愿更强, 且知识和参与经验越丰富保护意愿越强。

H5: 公众个人特征显著影响保护意愿。例如, 女性更具有同情心, 保护意愿更强; 东、中、西部公众保护意愿存在显著差异, 但影响方向尚不明确。

## 2 研究方法

### 2.1 问卷设计与数据收集

在文献综述和群组访谈的基础上设计问卷, 以确保问题的适用性和调研的可行性。首先, 借鉴运用计划行为理论研究个体行为意愿的相关文献所设计的题项(Ajzen & Fishbein, 2008; Ajzen, 2019), 并结合非洲象保护实践, 设计了意愿、态度、规范及知觉行为控制部分量表题项。其次, 邀请野生动物保护专家开展焦点小组访谈, 结合对非洲象保护的知识储备, 新开发了关于过去经验的测量题项。最后, 于2019年开展预调研, 并据此对调查问卷进

行了修订和完善, 形成正式的调查问卷(附录2)。

调查问卷包括调研目的简介、量表以及受访者信息三部分。为了更准确地呈现公众保护意愿差异, 量表部分均采用李克特量表(Likert Scale) 7点法(Dawes, 2008), 即从1 (非常不同意)-7 (非常同意)表示对测量题项的同意或不同意程度, 通过受访者的回答度量态度、规范、知觉行为控制、过去经验和保护参与意愿。调查者的社会人口特征包括性别、居住地区等方面信息。

本研究选取了北京、广州、福州、南京、南昌、长沙、西安、成都、哈尔滨和沈阳10个城市作为调查区域, 覆盖了全国东、中、西部, 其中北京、广州、福州、南京4个东部城市属于过去象牙雕刻和加工较活跃地区(Xie, 2020)。在各城市调查时, 先选取人口流量较大但消费档次不同的超市或商场, 再根据随机抽样原则在附近定点拦截受访者, 每隔5个人进行一次询问。调查员均为作者所在单位的研究生, 接受过专业培训。正式调研分两个阶段完成: 2020年1月, 在10个城市开展实地调研获取问卷, 线下访问1,200次, 805人接受访问, 剔除有错误或遗漏信息问卷后, 获得771份有效数据; 2020年2月, 受新冠疫情影响线下调研受限, 采用网络问卷开展补充调研以确保各调研区域均获取足够的代表性样本, 共发放问卷230份, 回收问卷211份, 获得179份有效数据。最终本研究获得950份有效公众样本数据, 问卷有效率93.5%。

### 2.2 样本特征

表1为样本人口统计信息。与2010年人口普查数据相比, 本研究样本公众的性别分布以及东部、中部、西部的区域分布与总体具有相似之处。样本公众的年龄分布中, 中青年群体占比较大; 教育水平分布中, 具有本科及以上学历的样本占比高于人口普查数据指标值。但本研究的样本与现有公众研究的样本特征相似度高(Wang et al, 2020; 史湘莹等, 2020): 如样本年龄集中和受教育程度偏高, 与我国劳动年龄人口占比提高、教育水平提升的现实情况相符(王广州, 2019), 可见样本具有一定代表性。

### 2.3 实证模型构建

结构方程模型(Structural Equation Model, SEM)是基于变量协方差矩阵来分析变量之间关系的一种统计方法, 即路径分析和因子分析的结合体(程开明, 2006)。本研究涉及的态度、规范、知觉行为

表1 本研究样本人口统计信息与人口普查和现有文献数据的比较

Table 1 Demographic characteristics of the samples in this study compared with the data of census and literatures

统计变量 Demographic variables	频数 Frequency	占比 %	2010年人口普查占比 Percent in the census data in 2010 (%)	文献占比(Wang et al, 2020) Percent in the literatures (Wang et al, 2020) (%)	
性别 Gender	男 Male	503	52.9	51.1	46.45
	女 Female	447	47.1	48.9	53.55
年龄 Age	0–18岁 0–18 years old	62	6.5	13.7	5.69
	19–28岁 19–28 years old	359	37.8	25.3	44.31
	29–40岁 29–40 years old	286	30.1	22.4	36.36
	41–64岁 41–64 years old	202	21.3	30.9	11.85
	≥ 65岁 Above 65 years old	41	4.3	7.7	1.9
受教育程度 Education level	小学及以下 Below primary school	23	2.5	18.0	0.47
	初中 Middle school	133	14.0	36.1	3.79
	大专及高中 High school	313	32.9	35.8	23.93
	本科 Undergraduate	366	38.5	9.1	60.19
	硕士及以上 Master and higher academic degree	104	12.1	1.0	10.66
居住地区 Residence	东部地区 Eastern regions	510	53.7	59.0	–
	中部地区 Central regions	268	28.2	26.0	–
	西部地区 Western regions	172	18.1	15.0	–

控制、保护意愿等潜变量均是不易直接测量的心理学变量，因而采用结构方程模型通过测量变量来估计潜变量，检验内生潜变量与外生潜变量之间的关系，并根据拟合优度指标验证模型结构的合理性。

结构方程模型由测量模型和结构模型组成。测量模型用于研究问卷题项、初阶因素、高阶因素之间的关系，由以下方程决定：

$$X = A_X \xi + \varepsilon \quad (1)$$

$$Y = A_Y \eta + \delta \quad (2)$$

其中， $\xi$ 为外生潜变量，代表公众的非洲象保护态度、规范、知觉行为控制、过去经验、其他个体特征； $X$ 为外生潜变量对应的测量变量； $\eta$ 为内生潜变量，即保护意愿； $Y$ 为内生潜变量所对应的测量变量； $A_X$ 、 $A_Y$ 为因素载荷系数矩阵； $\varepsilon$ 、 $\delta$ 为测量误差。

结构方程用以研究潜变量之间的关系，即外生潜变量对内生潜变量的影响，可以表示为：

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

其中， $B$ 和 $\Gamma$ 代表方程的标准化回归系数矩阵， $\zeta$ 为无法被解释的干扰向量。

本研究采用探索性结构方程建模(麦玉娇和温忠麟, 2013)：首先评估量表的信度和效度，具体来

说先进行克伦巴赫系数(Cronbach's  $\alpha$ )、KMO值检验，再结合探索性因子分析(Exploratory Factor Analysis, EFA)解析问卷结构；其次通过验证性因子分析(Confirmatory Factor Analysis, CFA)检验测量模型的合理性；最后构建结构方程全模型进行模型拟合检验及假设检验。由于样本数据量达到了题目的10倍或估计参数的5倍以上(Bentler & Chou, 1987)，变量均满足偏度小于3、峰度小于8，近似服从正态分布(吴明隆, 2010)，因此使用极大似然方法进行参数估计。初阶验证性因子分析中，变量之间具有高度相关性，考虑构建高阶模型(邱皓政和林碧芳, 2009)。研究采用SPSS 21.0和Amos 21.0进行统计分析和模型构建。

### 3 实证分析结果

#### 3.1 描述性统计结果

问卷结果表明(附录3)：(1) 68.5%的受访者愿意参与非洲象保护，对于“愿意参加非洲象保护活动”的均值最高，之后依次为“将努力参加非洲象保护活动”和“计划参加非洲象保护活动”。上述三个题项平均值均高于中位数(4)。

(2)在态度方面，公众行为态度(即认同保护活动的重要性、必要性和趣味性)同意程度最高，之后

依次为对象态度(即认可非洲象的社会价值和生态价值)和结果态度(即认同参与线上、线下及捐助保护活动将对非洲象保护起到积极作用),上述题项平均值均高于4。关于非洲象经济价值的均值未达到中位数(4),公众回答存在明显差异,标准差达到2.338。

(3)公众感知个体道德规范最强,其次为命令性规范和描述性规范。个人规范中,均值从高到低依次为“参与非洲象保护符合道德原则”、“有责任参与非洲象保护活动”和“不参与非洲象保护活动会感到内疚”;命令性规范中,感知来源从高到低依次为国家法律、政府政策、朋友同事及同学、家人及亲戚;描述性规范中,感知来源从高到低依次为政府政策、社交媒体、一般媒体、朋友同事及同学、家人及亲戚;除朋友同事及同学、家人及亲戚的描述性规范外,上述题项平均值均高于中位数(4)。

(4)公众知觉行为控制题项均未达到中位数(4)水平,感知难度最大的是“有足够的专业技能”,之后依次为“有足够经济能力”和“有足够时间”。

(5)仅30.1%的受访者过去曾参与过其中某类活动且很不频繁,56.0%参与过与其他野生动物保护的相关活动且不太频繁。在知识方面,42.1%对非洲象保护工作的相关组织、公益广告有一定了解,22.2%了解国内外的大象贸易管制规定,仅13.8%了解非洲象生存现状。受访者对参与渠道和参与方式了解程度均值均未达到中位数(4)水平。

## 3.2 信效度检验

### 3.2.1 量表信度和效度检验

量表的可靠性和有效性可以通过信度和效度来检验。首先,采用克伦巴赫系数(Cronbach's  $\alpha$ )作为信度检验的标准,Cronbach's  $\alpha > 0.70$ 时具有高信度, $0.35 \leq \text{Cronbach's } \alpha < 0.70$ 时具有一般信度。检验结果表明,量表总体的Cronbach's  $\alpha$ 系数为0.923,各潜变量的信度均满足标准(附录4),量表可靠性较高(Cronbach, 1951)。其次,采用KMO检验和巴特利特球形检验效度。KMO结果为0.893接近于1,巴特利特球形检验的sig值小于0.001,可认为相关系数矩阵具有显著差异,适合做因子分析。最后,基于探索性因子分析解析量表的因子结构,依据因子载荷小于0.5或同时在两个主成分中载荷均大于0.4原则剔除了4项观测题项,最终保留29项观测题项,提取4项公共因子,对应于假设模型中态度(ATT)、

规范(NORM)、知觉行为控制(PBC)、过去经验(PE)等4项外生潜变量。

### 3.2.2 测量模型信度与效度检验

验证性因子分析用以检验测量模型的合理性。由于“政府政策要求参与非洲象保护活动”和“国家法律要求参与非洲象保护活动”两观测题项的残差之间存在共变关系,剔除后避免了方法效应误差(Landis, 2009)。模型结果显示,标准化因子载荷均大于0.55,表明通过了项目检验,具有良好的构念效度(邱皓政和林碧芳, 2009)。各潜变量的组合信度(CR)均大于0.5(附录4),表明模型测量稳定、可信度高(Raines-Eudy, 2000);平均变异萃取量(AVE)均大于0.5,表示潜变量被观测变量有效估计的聚敛程度十分理想,具有良好的操作性定义(Landis, 2009)。所有潜在变量AVE的平方根均大于因素间的相关系数(附录5),代表潜变量具备理想的区分度度(Qi & Ploeger, 2018)。

### 3.3 保护意愿模型拟合检验

在结构方程模型中,模型拟合度没有绝对的评价标准,一般通过观察多个指标进行综合评估(麦玉娇和温忠麟, 2013)。本文选取了增值适配度指标、绝对适配度指标和简约适配度指标三类九项评价指标对模型拟合优度进行检验(温忠麟等, 2004; 邱皓政和林碧芳, 2009; 吴明隆, 2010)。拟合检验结果见表2,所有检验结果均符合拟合标准,表明结构方程模型整体拟合效果良好。

### 3.4 模型估计结果及假设检验

假设检验结果见表3。态度、规范、知觉行为控制、过去经验均对非洲象保护意愿具有显著正向影响,假设H1、H2、H3、H4得到验证。上述变量中,规范对保护意愿的影响最大(0.422),其次是过去经验(0.253),第三为知觉行为控制(0.160)和态度(0.156)。假设H5部分通过检验:性别(-0.054)和西部地区(0.066)虽然影响程度相对较小,但通过了显著性检验,对保护意愿有显著影响,即女性对非洲象的保护意愿高于男性;居住在西部地区的公众保护意愿高于其他地区。东部居住区域对保护意愿影响不显著,仅存在微弱的正向影响。

图1显示了结构方程模型的路径系数。结果表明:公众非洲象保护态度包括保护对象态度、行为态度、结果态度三个初阶因素,解释能力从高到低依次为行为态度(0.904)、结果态度(0.803)、对象态



表2 我国公众非洲象保护意愿结构方程模型拟合检验结果

Table 2 Confirmatory analysis fitting indicators of the structural equation model to predict Chinese public willingness of African elephant conservation

拟合指标 Fit indices	绝对适配度指标 Absolute fit measurement			增值适配度指标 Incremental fit measurement			简约适配度指标 Parsimonious fit measurement		
	RMSEA	SRMR	GFI	TLI	CFI	NFI	IFI	PNFI	$\chi^2/DF$
评价标准 Norms	<0.08	<0.08	>0.90	>0.90	>0.90	>0.90	>0.90	>0.50	$1 < \chi^2/DF < 5$
模型结果 Results	0.050	0.060	0.920	0.929	0.938	0.914	0.938	0.799	3.373

本文使用拟合检验指标估计模型拟合包括: 渐进残差均方和平方根(RMSEA)、标准化残差均方和平方根(SRMR)、适配度指标(GFI)、非规范适配指数(TLI)、比较适配指数(CFI)、规范适配指数(NFI)、增值适配指数(IFI)、简约调整后的规范适配指数(PNFI)、卡方自由度比( $\chi^2/df$ )。The overall model fit was estimated using statistical fit indices, Root Mean Square Error of Approximation (RMSEA), Standardized Root Mean Square Residual (SRMR), Goodness of Fit Index (GFI), Tucker-Lewis Fit Index (TLI), Comparative Fit Index (CFI), Normed Fit Index (NFI), Incremental Fit Index (IFI), Parsimony-adjusted Normed Fit Index (PNFI), and Chi-square per degree of freedom ratio ( $\chi^2/df$ ).

表3 我国公众非洲象保护意愿结构方程模型假设检验结果

Table 3 Hypotheses testing results of the structural equation model to predict Chinese public willingness of African elephant conservation

	估算系数 Estimate	标准误 S.E.	临界值 C.R.	假设检验结果 Evaluation of hypotheses	
态度 Attitude	0.156***	0.083	3.914	H1	接受 Supported
规范 Norm	0.422***	0.058	7.889	H2	接受 Supported
知觉行为控制 Perceived behavior control	0.160***	0.036	4.218	H3	接受 Supported
过去经验 Past experience	0.253***	0.161	5.074	H4	接受 Supported
性别 Gender	-0.054*	0.059	-2.258		
东部地区 Eastern regions	0.058	0.080	1.858	H5	部分接受 Partially supported
西部地区 Western regions	0.066*	0.103	2.084		

\*\*\* $P < 0.001$ ; \* $P < 0.05$

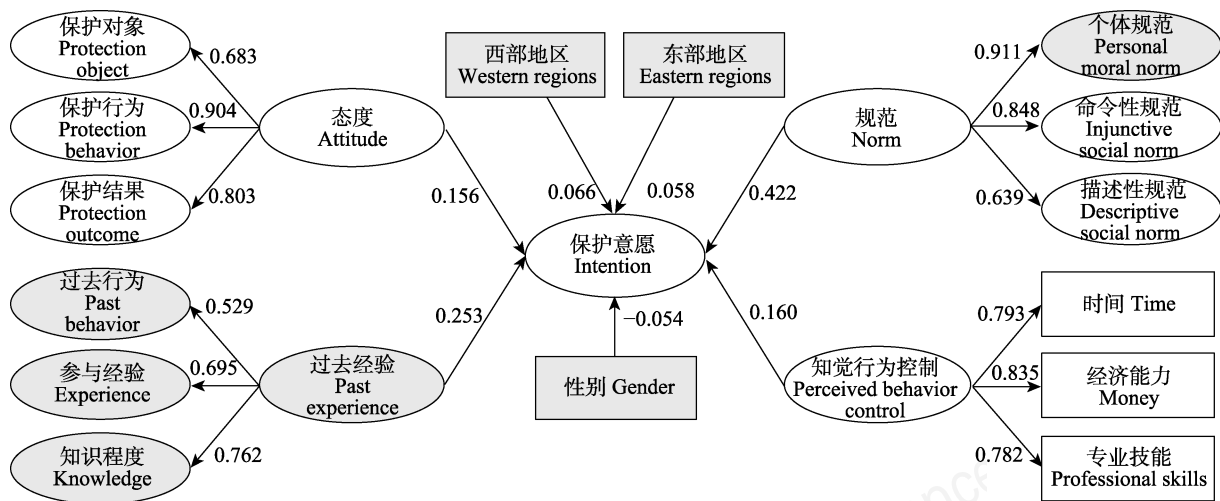


图1 我国公众的非洲象保护意愿结构方程模型路径图。灰色为拓展变量。

Fig. 1 Structural equation model, used to predict Chinese public willingness of African elephant conservation. Grey areas are expanded variable.

度(0.683)。规范包括个体规范、命令性规范、描述性规范,影响最大的是个体规范(0.911),之后依次是命令性规范(0.848)和描述性规范(0.639)。知觉行为控制中经济能力解释力最强(0.835),之后依次为

时间投入(0.793)和专业技能(0.782)。过去经验由过去行为、参与经验、知识程度构成,其中了解程度及知识水平最为重要(0.762),是否了解参与渠道和参与方式次之(0.695),最后为过去参与行为(0.529)。



## 4 结论与建议

### 4.1 结论

总之,我国公众对参与非洲象保护有积极性,与Wang等(2018)、Xie (2020)的研究结果一致。然而,公众保护意愿尚未达到强烈和十分强烈的程度,在非洲象保护中的积极作用仍有待进一步加强。基于高阶结构方程模型结果,本文得出以下结论:

(1)公众非洲象保护规范显著正向影响保护意愿,且是最重要的影响因素。与公众对国内野生动物保护相比(Loyau & Schmeller, 2017),社会规范对意愿的正向影响得到印证,意味着政府宣传教育在提升公众参与方面具有重要意义;不同之处在于公众参与国际物种保护方面,规范的重要作用更加凸显,可能的原因一是拓展模型中纳入了个人规范,增强了变量解释能力,二是国内和国际物种保护工作存在差异。

(2)过去经验显著正向影响保护意愿。其中,知识对意愿的积极影响与现有研究结果(周学红等, 2009)相似。针对国内物种保护,学者更为关注受访者观赏、接触野生动物的频率(Neupane et al, 2017),而本研究有发现针对跨国物种保护意愿,公众过去参与保护行为和参与经验显著正向影响。为提升公众国际野生动物保护意愿,可从丰富参与经验、拓宽参与渠道着手开展工作。

(3)知觉行为控制显著正向影响保护意愿。在国内物种保护研究中,知觉行为控制对物种接受度及意愿影响不显著(Sakurai, 2014),但对于跨境物种保护,公众的投入难度感知对保护参与意愿产生了显著影响,即公众在时间、经济、专业技能等的投入方面感知难度越低,保护意愿越强。

(4)保护态度显著正向影响保护意愿这一结论,与现有研究关于态度对保护投入意愿、保护行为具有积极影响的结果(Loyau & Schmeller, 2017)一致。公众保护对象态度、行为态度、结果态度越积极,保护意愿越强。

(5)性别负向影响保护意愿,即女性可能具有较强的保护意愿。与已有研究对比发现,女性在国内和国际物种保护中的意愿存在差异。Browne-Nuñez等(2013)、Wilbur等(2018)研究发现女性对国内野生动物带来的冲突和威胁感知更强烈,保护意愿较男性更低;但本研究发现女性对跨境野生动物

有更强的保护意愿,原因可能在于女性具有支持生态保护的价值取向(Steger & Witt, 1989),对跨境物种保护持更积极的态度(Wang et al, 2018)。

(6)从居住地区来看,西部公众的保护意愿较东部、中部略高,与已有关于保护投入意愿的研究结果不一致,Xie (2020)研究得出东部的公众对非洲象保护投入意愿更强。究其原因,一方面可能在于从多维度度量与从保护投入意愿单维度度量导致结果存在差异,另一方面模型结果显示西部公众呈现出更高的规范、知觉行为控制及过去经验。这意味着东部地区尤其是过去象牙雕刻和加工较活跃的城市,保护政策宣传的实际成效不足。

### 4.2 对策建议

随着构建人类命运共同体的倡议得到越来越多的国际认可,发挥公众对非洲象等国际野生动物保护的积极作用,对于增强我国在推动建设人类共同的生态安全美丽家园中的大国责任具有重要意义。鉴于我国公众知觉行为控制较低、参与经验有限、对非洲象保护理解不足等问题,建议采取以下措施提高公众保护意愿和引导公众积极参与。

(1)明确政策导向,加强公众规范感知。管理部门可从完善法律法规和理顺管理体制入手(刘鹏和张伊静, 2020),结合野生动物保护事业特点,建立健全社会公众参与机制,严格执法、规范执法、做好表率。各社会组织、媒体、基层社区积极配合,营造良好氛围,提升公民参与国际野生动物保护的道德义务感和社会责任感。

(2)加强宣传教育,丰富公众保护知识并培育积极态度。管理部门做好国际野生动物生存现状及保护重要性的科学知识普及,积极宣传非洲象等国外物种的生存危机与保护不足(张丽荣等, 2020),建立“引导参与-工作落实-成效反馈”的良性循环机制,增加与公众的互动交流(杜芳芝, 2017),确保公众理解保护的必要性、重要性及积极作用,进而形成积极的保护态度。

(3)拓宽参与渠道,提高公众的知觉行为控制能力。通过优化保护活动参与形式,为公众参与创造机会,促使公众意愿落实到实际行动之中。一方面借助现代化信息平台,组织线上宣传、建立监督渠道、开放募捐通道等,降低公众对参与难度的预期(王翀, 2020);另一方面充分利用社会保护组织资源,面向野生动物保护工作者、志愿者开展专业

技能培训,提升参与能力。

(4)制定合理方案,提升地区保护活动成效。开展针对性、精细化工作,调动不同主体参与积极性。应特别关注位于东部过去象牙雕刻和加工比较活跃的地区,进一步完善保护工作机制、加强宣传教育活动成效、形成积极参与的良好环境。

## ORCID

张馨予  <https://orcid.org/0000-0002-6013-9974>

## 参考文献

- Ajzen I (1991) The theory of planned behavior. *Organizational Behavior and Human Decision Processes*, 50, 179–211.
- Ajzen I (2011) The theory of planned behaviour: Reactions and reflections. *Psychology & Health*, 26, 1113–1127.
- Ajzen I (2019) Constructing a theory of planned behavior questionnaire. <http://people.umass.edu/ajzen/pdf/tpb.measurement.pdf>. (accessed on 2021-09-01)
- Ajzen I, Fishbein M (2008) Scaling and testing multiplicative combinations in the expectancy-value model of attitudes. *Journal of Applied Social Psychology*, 38, 2222–2247.
- Armitage CJ, Conner M (2001) Efficacy of the theory of planned behavior: A meta-analytic review. *The British Journal of Social Psychology*, 40, 471–499.
- Bandara R, Tisdell C (2005) Changing abundance of elephants and willingness to pay for their conservation. *Journal of Environmental Management*, 76, 47–59.
- Bentler PM, Chou CP (1987) Practical issues in structural modeling. *Sociological Methods & Research*, 16, 78–117.
- Brockington D, Scholfield K (2010) The conservationist mode of production and conservation NGOs in sub-Saharan Africa. *Antipode*, 42, 551–575.
- Browne-Nuñez C, Jacobson SK, Vaske JJ (2013) Beliefs, attitudes, and intentions for allowing elephants in group ranches around Amboseli National Park, Kenya. *Wildlife Society Bulletin*, 37, 639–648.
- Caughley G, Dublin H, Parker I (1990) Projected decline of the African elephant. *Biodiversity Conservation*, 54, 157–164.
- Cheng KM (2006) Characteristics and application of structural equation model. *Statistics and Decision*, (10), 22–25. (in Chinese) [程开明 (2006) 结构方程模型的特点及应用. *统计与决策*, (10), 22–25.]
- Cialdini RB, Kallgren CA, Reno RR (1991) A focus theory of normative conduct, a theoretical refinement and reevaluation of the role of norms in human behavior. *Advances in Experimental Social Psychology*, 24, 201–234.
- CITES (2019) Report on Monitoring the Illegal Killing of Elephants. <https://cites.org/sites/default/files/eng/cop/18/doc/E-CoP18-069-02-Add.pdf>. (accessed on 2020-09-01)
- Cronbach LJ (1951) Coefficient alpha and the internal structure of tests. *Psychometrika*, 16, 297–334.
- Dalrymple CJ, Peterson MN, Cobb DT, Sills EO, Bondell HD, Dalrymple DJ (2012) Estimating public willingness to fund nongame conservation through state tax initiatives. *Wildlife Society Bulletin*, 36, 483–491.
- Davies J, Foxall GR, Pallister J (2002) Beyond the intention-behaviour mythology: An integrated model of recycling. *Marketing Theory*, 2, 29–113.
- Dawes J (2008) Do data characteristics change according to the number of scale points used? An experiment using 5-point, 7-point and 10-point scales. *International Journal of Market Research*, 50, 61–104.
- Du FZ (2017) Study on wild animal protection in public participation. *Forest Investigation Design*, (3), 70–71. (in Chinese with English abstract) [杜芳芝 (2017) 野生动物保护中的公众参与研究. *林业勘查设计*, (3), 70–71.]
- Duan WT, Jiang GR (2008) A review of the theory of planned behavior. *Advances in Psychological Science*, 16, 315–320. (in Chinese with English abstract) [段文婷, 江光荣 (2008) 计划行为理论述评. *心理科学进展*, 16, 315–320.]
- EPI (2018) Stop Talking. Please Stop Talking. It is Now Time for Action. <https://www.elephantprotectioninitiative.org/post/inaugural-meeting-of-the-epi-consultative-group>. (accessed on 2020-09-01)
- Gray TNE, Gauntlett S (2017) Scale up elephant anti-poaching funds. *Nature*, 541, 157.
- Haefele MA, Loomis JB, Lien AM, Dubovsky JA, Merideth RW, Bagstad KJ, Huang TK, Mattsson BJ, Semmens DJ, Thogmartin WE, Wiederholt R, Diffendorfer JE, López-Hoffman L (2019) Multi-country willingness to pay for transborder migratory species conservation: A case study of Northern Pintails. *Ecological Economics*, 157, 321–331.
- Halkos GE, Jones N (2012) Modeling the effect of social factors on improving biodiversity protection. *Ecological Economics*, 78, 90–99.
- Heiny J, Ajzen I, Leonhäuser IU, Schmidt P (2019) Intentions to enhance tourism in private households: Explanation and mediated effects of entrepreneurial experience. *Journal of Entrepreneurship and Innovation in Emerging Economies*, 5, 128–148.
- Kideghesho JR (2016) Reversing the trend of wildlife crime in Tanzania: Challenges and opportunities. *Biodiversity and Conservation*, 25, 427–449.
- Landis RS, Edwards BD, Cortina JM (2009) On the practice of allowing correlated residuals among indicators in structural equation models. In: *Statistical and Methodological Myths and Urban Legends: Doctrine, Verity and Fable in the Organizational and Social Sciences* (eds Lance CE, Vandenberg RJ), pp.193–215. Routledge, New York.
- Langin C, Jacobson SK (2012) Risk and residency influences on public support for Florida panther recovery. *Wildlife Society Bulletin*, 36, 713–721.
- Liu JZ (2020) Chinese plan for anti-poaching in Africa. *Man*

- and the Biosphere, (4), 67. (in Chinese) [刘建周 (2020) 为非洲反盗猎提供“中国方案”. 人与生物圈, (4), 67.]
- Liu P, Zhang YJ (2020) The regulation of wildlife trade in China: Current status, problems and policy suggestions. *Nanjing Journal of Social Sciences*, (5), 68–75. (in Chinese with English abstract) [刘鹏, 张伊静 (2020) 中国野生动物市场监管: 现状、问题与优化对策. 南京社会科学, (5), 68–75.]
- Loyau A, Schmeller DS (2017) Positive sentiment and knowledge increase tolerance towards conservation actions. *Biodiversity and Conservation*, 26, 461–478.
- Mai YJ, Wen ZL (2013) Exploratory structural equation modeling (ESEM): An integration of EFA and CFA. *Advances in Psychological Science*, 21, 934–939. (in Chinese with English abstract) [麦玉娇, 温忠麟 (2013) 探索性结构方程建模(ESEM): EFA和CFA的整合. 心理科学进展, 21, 934–939.]
- Martín-López B, Montes C, Benayas J (2007) The non-economic motives behind the willingness to pay for biodiversity conservation. *Biological Conservation*, 139, 67–82.
- Meng M, Xie Y (2013) Analysis of public participation in wild animal conservation. *Chinese Journal of Wildlife*, 34, 249–252. (in Chinese with English abstract) [梦梦, 谢屹 (2013) 浅析野生动物保护中的公众参与. 野生动物, 34, 249–252.]
- Miller ZD (2017) The enduring use of the theory of planned behavior. *Human Dimensions of Wildlife*, 22, 583–590.
- Morse-Jones S, Bateman IJ, Kontoleon A, Ferrini S, Burgess ND, Turner RK (2012) Stated preferences for tropical wildlife conservation amongst distant beneficiaries: Charisma, endemism, scope and substitution effects. *Ecological Economics*, 78, 9–18.
- Neupane D, Kunwar S, Bohara AK, Risch TS, Johnson RL (2017) Willingness to pay for mitigating human-elephant conflict by residents of Nepal. *Journal for Nature Conservation*, 36, 65–76.
- Ojea E, Loureiro ML (2007) Altruistic, egoistic and biospheric values in willingness to pay (WTP) for wildlife. *Ecological Economics*, 63, 807–814.
- Phang SC, Failler P, Bridgewater P (2020) Addressing the implementation challenge of the global biodiversity framework. *Biodiversity and Conservation*, 29, 3061–3066.
- Qi X, Ploeger A (2019) Explaining consumers' intentions towards purchasing green food in Qingdao, China: The amendment and extension of the theory of planned behavior. *Appetite*, 133, 414–422.
- Qin TB, Yuan X (2021) China's practice to promote the biodiversity conservation in transboundary areas. *Biodiversity Science*, 29, 220–230. (in Chinese with English abstract) [秦天宝, 袁昕 (2021) 推进生物多样性跨境区域保护的中国实践. 生物多样性, 29, 220–230.]
- Qiu HZ, Lin BF (2009) Principle and Application of Structural Equation Model. China Light Industry Press, Beijing. (in Chinese) [邱皓政, 林碧芳 (2009) 结构方程模型的原理与应用. 中国轻工业出版社, 北京.]
- Raines-Eudy R (2000) Using structural equation modeling to test for differential reliability and validity: An empirical demonstration. *Structural Equation Modeling: A Multidisciplinary Journal*, 7, 124–141.
- Ru XJ, Qin HB, Wang SY (2019) Young people's behaviour intentions towards reducing PM2.5 in China: Extending the theory of planned behaviour. *Resources, Conservation and Recycling*, 141, 99–108.
- Sakurai R, Enari H, Matsuda T (2014) Testing social-psychological theories to predict residents' behavioral intentions regarding wildlife issues. *Honyurui Kagaku*, 54, 219–230.
- Schwartz SH (1977) Normative influences on altruism. *Advances in Experimental Social Psychology*, 10, 221–279.
- Shi HT, Wang ZY, Yan L (2019) The influence of ecological cognition on farmers' grain for green behavior: Based on theory of planned behavior and multi-group SEM. *China Land Science*, (3), 42–49. (in Chinese with English abstract) [史恒通, 王铮钰, 阎亮 (2019) 生态认知对农户退耕还林行为的影响——基于计划行为理论与多群组结构方程模型. 中国土地科学, (3), 42–49.]
- Shi XY, Zhang XC, Xiao LY, Li BB, Liu JM, Yang FY, Zhao X, Cheng C, Lv Z (2020) Public perception of wildlife consumption and trade during the COVID-19 outbreak. *Biodiversity Science*, 28, 630–643. (in Chinese with English abstract) [史湘莹, 张晓川, 肖凌云, 李彬彬, 刘金梅, 杨方义, 赵翔, 程琛, 吕植 (2020) 新冠肺炎时期公众对野生动物消费和贸易意愿的调查. 生物多样性, 28, 630–643.]
- Steger MAE, Witt SL (1989) Gender differences in environmental orientations: A comparison of publics and activists in Canada and the U. S. *Political Research Quarterly*, 42, 627–649.
- Subroy V, Rogers AA, Kragt ME (2018) To bait or not to bait: A discrete choice experiment on public preferences for native wildlife and conservation management in western Australia. *Ecological Economics*, 147, 114–122.
- Tonglet M, Phillips PS, Read AD (2004) Using the theory of planned behaviour to investigate the determinants of recycling behavior: A case study from Brixworth, UK. *Resources, Conservation and Recycling*, 41, 191–214.
- Turpie JK (2003) The existence value of biodiversity in South Africa: How interest, experience, knowledge, income and perceived level of threat influence local willingness to pay. *Ecological Economics*, 46, 199–216.
- Wang C (2020) Research on the external communication of international NGOs. *Journalism Communication*, (18), 105–106. (in Chinese) [王翀 (2020) 国际非政府组织对外传播研究——以美国非政府组织“野生救援(WILDAID)”为例. 新闻传播, (18), 105–106.]



- Wang GZ (2019) 70 years of China: The changes of population age structure and the trend of population aging. *Chinese Journal of Population Science*, (3), 2–15, 126. (in Chinese with English abstract) [王广州 (2019) 新中国70年: 人口年龄结构变化与老龄化发展趋势. *中国人口科学*, (3), 2–15, 126.]
- Wang SK, Cai Z, Hu YX, Cirella GT, Xie Y (2020) Chinese resident preferences for African elephant conservation: Choice experiment. *Diversity*, 12, 453.
- Wang ZZ, Gong YZ, Mao XQ (2018) Exploring the value of overseas biodiversity to Chinese netizens based on willingness to pay for the African elephants' protection. *Science of the Total Environment*, 637–638, 600–608.
- Wen ZL, Hou JT, Marsh HW (2004) Structural equation model testing: Cutoff criteria for goodness of fit indices and chi-square test. *Acta Psychologica Sinica*, 36, 186–194. (in Chinese with English abstract) [温忠麟, 侯杰泰, 马什赫伯特 (2004) 结构方程模型检验: 拟合指数与卡方准则. *心理学报*, 36, 186–194.]
- Wilbur RC, Lischka SA, Young JR, Johnson HE (2018) Experience, attitudes, and demographic factors influence the probability of reporting human–black bear interactions. *Wildlife Society Bulletin*, 42, 22–31.
- Wu ML (2010) *Structural Equation Modeling: Operation and Application of AMOS*. Chongqing University Press, Chongqing. (in Chinese) [吴明隆 (2010) 结构方程模型: AMOS的操作与应用. 重庆大学出版社, 重庆.]
- Xie Y (2020) Ecological labeling and wildlife conservation: Citizens' perceptions of the elephant ivory-labeling system in China. *Science of the Total Environment*, 702, 134709.
- Yuan DD (2018) Global ivory trade and elephant protection. *Ecological Economy*, 34(3), 2–5. (in Chinese) [袁丹丹 (2018) 全球象牙贸易与大象保护. *生态经济*, 34(3), 2–5.]
- Zhang LR, Meng R, Jin SC, Pan Z, Zhou J, Dong JC, Wang XH, Wang JN, Chang JW (2020) Protecting wildlife by the strictest instruments: China's current situation and reform direction. *Chinese Journal of Environmental Management*, (2), 5–19. (in Chinese with English abstract) [张丽荣, 孟锐, 金世超, 潘哲, 周佳, 董金池, 王夏晖, 王金南, 常纪文 (2020) 实施最严格的野生动物保护: 中国现状与改革方向. *中国环境管理*, (2), 5–19.]
- Zhou XH, Ma JZ, Zhang W, Wang Q (2009) Evaluating the economic value and its reliability analysis of endangered species conservation with contingent method—A case study on the willingness to pay of the citizens in Harbin on Amur. *Journal of Natural Resources*, 24, 276–285. (in Chinese with English abstract) [周学红, 马建章, 张伟, 王强 (2009) 运用CVM评估濒危物种保护的经济价值及其可靠性分析——以哈尔滨市居民对东北虎保护的支付意愿为例. *自然资源学报*, 24, 276–285.]
- Zhou XH, Wang Q, Zhang W, Jin Y, Wang Z, Chai Z, Zhou ZQ, Cui XF, MacMillan DC (2018) Elephant poaching and the ivory trade: The impact of demand reduction and enforcement efforts by China from 2005–2017. *Global Ecology & Conservation*, 16, e00486.

(责任编辑: 李彬彬 责任编辑: 时意专)

## 附录 Supplementary Material

### 附录1 公众非洲象保护意愿影响因素分析模型(修改自Ajzen, 1991)

Appendix 1 Conceptual model of public protection intention of African elephant (adapted from Ajzen, 1991)  
<https://www.biodiversity-science.net/fileup/PDF/2021082-1.pdf>

### 附录2 中国公众关于非洲象保护意愿的研究问卷

Appendix 2 Questionnaire on Chinese public willingness of African elephant protection  
<https://www.biodiversity-science.net/fileup/PDF/2021082-2.pdf>

### 附录3 公众非洲象保护意愿及影响因素的测量题项描述性统计分析

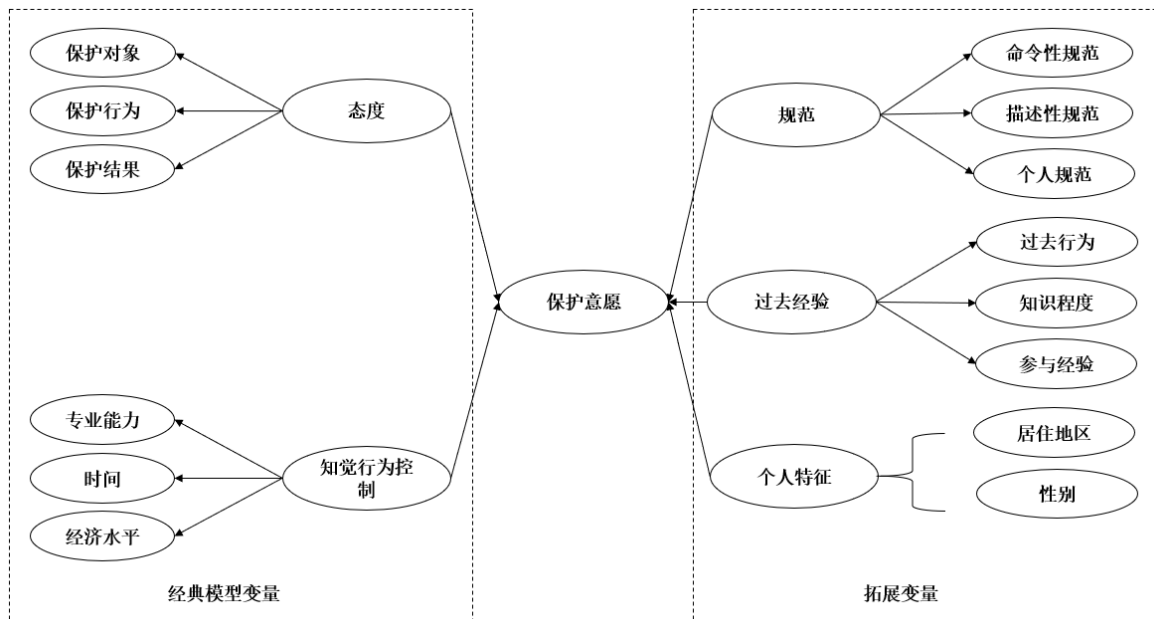
Appendix 3 Descriptive statistics of key variable indicators of public protection intention of African elephant  
<https://www.biodiversity-science.net/fileup/PDF/2021082-3.pdf>

### 附录4 结果方程模型信度和聚敛效度检验结果

Appendix 4 The results of reliability and average variance extracted  
<https://www.biodiversity-science.net/fileup/PDF/2021082-4.pdf>

### 附录5 结构方程模型区别效度检验

Appendix 5 The results of discriminant validity  
<https://www.biodiversity-science.net/fileup/PDF/2021082-5.pdf>



附录1 公众非洲象保护意愿影响因素分析模型(修改自Ajzen, 1991)

Appendix 1 Conceptual model of public protection intention of African elephant (adapted from Ajzen, 1991)

附录2 我国公众关于非洲象保护意愿的研究问卷  
Appendix 2 Questionnaire on Chinese public willingness of African elephant protection

1. 请勾选出您对以下活动的参与程度。

	从来没参加过	很不频繁	不太频繁	一般	比较频繁	频繁	非常频繁
过去我参加过生态环境保护活动。 (如: 垃圾分类、节水节电、蚂蚁种树等活动)							
过去我参加过野生动物保护活动。 (如科普宣传教育活动、捐助活动等)。							
过去我参加过大象保护活动。 (如宣传、捐助、实地救助及非法贸易举报等活动)							

2. 请勾选出您对以下说法的同意程度。

	完全不同意	不同意	有点不同意	无所谓	有点同意	同意	完全同意
非洲象具有经济价值, 特别是象牙贸易。							
非洲象具有社会价值, 对教育文化科学研究有重要意义。							
非洲象具有生态价值, 对于维护生态系统平衡有重要作用。							

3. 请勾选出您对以下说法的同意程度。

	完全不同意	不同意	有点不同意	无所谓	有点同意	同意	完全同意
参与保护和恢复栖息地很重要。							
参与解决大象与当地居民之间的冲突很重要。							
参与打击偷猎很重要。							
参与打击象牙制品非法贸易很重要。							
参与非洲象保护活动有必要的、有价值的。							
参与非洲象保护活动是有趣的、令人欣慰的。							

4. 请勾选出您对以下说法的同意程度。

	完全不同意	不同意	有点不同意	无所谓	有点同意	同意	完全同意
参与线上保护活动对非洲象保护有积极作用。							
参与线下保护活动对非洲象保护有积极作用。							
参与捐助活动对非洲象保护有积极作用。							

5. 请勾选出您对以下说法的同意程度。

	完全不同意	不同意	有点不同意	无所谓	有点同意	同意	完全同意
参与非洲象保护符合我的道德原则。							
如果我不参与非洲象保护活动, 我会感到内疚。							
我认为我有责任参与非洲象保护的相关活动。							

6. 请勾选出您对以下说法的同意程度。

	完全不同意	不同意	有点不同意	无所谓	有点同意	同意	完全同意
我的家人或亲戚都认为我应该参与非洲象保护活动。							
我的朋友、同事及同学都认为我应该参与非洲象保护活动。							
政府出台的政策认为我应该参与非洲象保护活动。							
国家制定的法律认为我应该参与非洲象保护活动。							

7. 请勾选出您对以下说法的同意程度。

	完全不同意	不同意	有点不同意	不清楚	有点同意	同意	完全同意





### 附录3 公众非洲象保护意愿及影响因素的测量题项描述性统计分析

#### Appendix 3 Descriptive statistics of key variable indicators of public protection intention of African elephant

初阶因子	序号	测量题项	平均值	标准差
Primary factor	Number	Observation variable	Mean	Standard deviation
保护意愿	I1	愿意参加非洲象保护活动	5.201	1.524
	I2	计划参加非洲象保护活动	4.540	1.564
	I3	将努力参加非洲象保护活动	4.747	1.601
保护对象态度	A1	非洲象具有经济价值	3.593	2.338
	A2	非洲象具有社会价值	5.821	1.354
	A3	非洲象具有生态价值	6.353	1.056
保护行为态度	A4	参与非洲象保护活动重要	6.257	0.882
	A5	参与非洲象保护活动必要	6.402	0.900
	A6	参与非洲象保护活动有趣	5.954	1.235
保护结果态度	A7	线上保护活动对非洲象保护有积极作用	5.722	1.337
	A8	线下保护活动对非洲象保护有积极作用	6.196	1.066
	A9	捐助活动对非洲象保护有积极作用	5.834	1.264
个体规范	N1	不参与非洲象保护活动会感到内疚	4.482	1.585
	N2	有责任参与非洲象保护活动	5.035	1.511
	N3	参与非洲象保护符合道德原则	6.066	1.166
命令性规范	N4	家人或亲戚认为应该参与非洲象保护活动	4.300	1.694
	N5	朋友、同事及同学认为应该参与非洲象保护活动	4.387	1.642
	N6	政府政策要求参与非洲象保护活动	4.800	1.582
	N7	国家法律要求参与非洲象保护活动	4.825	1.639
描述性规范	N8	家人或亲戚正在积极参与非洲象保护	3.287	1.794
	N9	朋友、同事及同学正在积极参与非洲象保护	3.496	1.726
	N10	社交媒体如微博、微信等正在积极宣传非洲象保护	4.720	1.618
	N11	一般媒体如电视、报纸等正在积极宣传非洲象保护	4.705	1.585
	N12	政府正在积极参与非洲象保护活动	4.798	1.626
知觉行为控制	P1	有足够的时间参与非洲象保护活动	3.399	1.754
	P2	有足够的经济能力参与非洲象保护活动	3.094	1.681
	P3	有足够的专业技能参与非洲象保护活动	2.752	1.678
过去行为	B1	过去参加过大象保护活动	1.606	1.121
	B2	过去参加过其他野生动物保护活动	2.199	1.376
参与经验	B3	非洲象保护参与渠道的了解程度	2.083	1.794
	B4	非洲象保护参与方式的了解程度	3.149	2.021
知识程度	B5	非洲象生存现状了解程度	1.355	1.977
	B6	非洲象保护工作开展现状了解程度	2.946	2.102

现有参与渠道包括微博、微信及携程等网络平台、国家林草局及公安部举报网站、阿里公益平台、中国野生动物保护协会、中国蓝天救援等国内民间组织及世界自然基金会等国际保护组织开展的非洲象保护活动。参与方式包括线上转发公益广告和报道、监督和报告在线非法交易, 以及线下活动, 诸如宣传教育、实地救助和捐助活动等。

张馨予, 胡宇轩, 张忠义, 傅钰涵, 谢屹 (2021) 中国公众的国际野生动物保护意愿调查: 以非洲象为例. 生物多样性, 29, 1358–1368.

<http://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2021082>

#### 附录4 结果方程模型信度和聚敛效度检验结果

Appendix 4 The results of reliability and average variance extracted

	Cronbach's Alpha	Composite reliability	Average variance extracted
态度 Attitude	0.832	0.924	0.576
规范 Norm	0.922	0.962	0.782
知觉行为控制 Perceived behavior control	0.843	0.846	0.646
过去经验 Past experience	0.695	0.874	0.540
保护意愿 Intention	0.909	0.910	0.771

张馨予, 胡宇轩, 张忠义, 傅钰涵, 谢屹 (2021) 中国公众的国际野生动物保护意愿调查: 以非洲象为例. 生物多样性, 29, 1358–1368.

<http://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2021082>

#### 附录5 结构方程模型区别效度检验

##### Appendix 5 The results of discriminant validity

	保护意愿 Intention	态度 Attitude	规范 Norm	知觉行为控制 Perceived behavior control	过去经验 Past experience
保护意愿 Intention	<b>0.878</b>				
态度 Attitude	0.499 <sup>***</sup>	<b>0.759</b>			
规范 Norm	0.735 <sup>***</sup>	0.561 <sup>***</sup>	<b>0.884</b>		
知觉行为控制 Perceived behavior control	0.527 <sup>***</sup>	0.149 <sup>***</sup>	0.573 <sup>***</sup>	<b>0.804</b>	
过去经验 Past experience	0.579 <sup>***</sup>	0.304 <sup>***</sup>	0.495 <sup>***</sup>	0.386 <sup>***</sup>	<b>0.735</b>

对角线指AVE的平方根, 对角线下方为相关系数; \*\*\*表示在1%水平上显著。

The diagonal values represent the square root of AVE and the values below the diagonal represent the correlation coefficients. \*\*\*The correlation is significant at the 0.001 level.





•研究报告•

# 我国寒温带至亚热带森林多孔菌区系和多样性比较

武英达<sup>1,2</sup>, 茆卫琳<sup>1</sup>, 员瑗<sup>1\*</sup>

1. 北京林业大学生态与自然保护学院微生物研究所, 北京 100083; 2. 中国消防救援学院, 北京 102202

**摘要:** 多孔菌是木材腐朽菌的重要类群, 具有重要的生态功能和经济价值。本文比较分析了我国寒温带至亚热带的阿尔泰山脉、秦岭山脉和南岭山脉的多孔菌物种、生态习性和区系特征。经调查, 在三个山脉共发现多孔菌8目29科107属287种, 其中阿尔泰山、秦岭和南岭分别为84种、132种、160种, 优势科均为多孔菌科和锈革孔菌科。三个山脉的共有属和共有种分别为25个和14个。区系地理分析发现, 阿尔泰山脉和秦岭山脉以世界广布成分和北温带成分为主, 南岭山脉以世界广布和泛热带成分为主。在寄主选择性方面, 阿尔泰山脉的多孔菌偏好生长在裸子植物上, 其比例高于被子植物, 而秦岭和南岭则相反。在腐朽类型方面, 从寒温带至亚热带白腐真菌物种数量呈现逐渐上升的趋势, 而褐腐真菌数量逐渐下降。通过比较分析3个不同气候带的多孔菌物种多样性、寄主偏好性和引起的腐朽类型, 发现气候和植被类型是影响多孔菌区系组成的主要因素。

**关键词:** 多孔菌; 物种多样性; 区系; 分布特征

武英达, 茆卫琳, 员瑗 (2021) 我国寒温带至亚热带森林多孔菌区系和多样性比较. 生物多样性, 29, 1369–1376. doi: 10.17520/biods.2021094.

Wu YD, Mao WL, Yuan Y (2021) Comparison of polypore floras and diversity from temperate to subtropical forest zones in China. Biodiversity Science, 29, 1369–1376. doi: 10.17520/biods.2021094.

## Comparison of polypore floras and diversity from temperate to subtropical forest zones in China

Yingda Wu<sup>1,2</sup>, Weilin Mao<sup>1</sup>, Yuan Yuan<sup>1\*</sup>

1 Institute of Microbiology, School of Ecology and Nature Conservation, Beijing Forestry University, Beijing 100083

2 China Fire and Rescue Institute, Beijing 102202

### ABSTRACT

**Background:** Polypores are an important group of wood-decaying fungi and have important ecological functions and economic values. The unique geographical structure and complex vegetation types in China provide abundant substrates for the growth of polypores. Although the taxonomy of polypores has been well studied in China, few comparative studies on the diversity and flora of polypores among different climatic zones has been performed. This study is intended to compare the floras and populations of polypores in multiple forest zones with different climates and vegetations, and will provide the basis for the protection of species diversity and the development of application potential of polypores.

**Methods:** In this study, we comparatively analyzed the polypore species, ecological habits and floral characteristics in the Altai Mountains, the Qinling Mountains and the Nanling Mountains which are respectively located in boreal, temperate and subtropical zones in China.

**Results:** A total of 287 poroid wood-decaying fungal species belonging to 107 genera, 29 families, and 8 orders were obtained from the three mountain ranges. Of these species, 84, 132 and 160 were found in the Altai Mountains, the Qinling Mountains and the Nanling Mountains, respectively, and the community was dominated by families Polyporaceae and Hymenochaetaceae. In the generic and species levels, 25 genera and 14 species were common in the three mountain ranges. Floristic analysis found that polypores in the Altai Mountains and the Qinling Mountains were dominated by the cosmopolitan and the northern temperate elements, while polypores in the Nanling Mountains were dominated by the cosmopolitan and the pantropical taxa. In terms of host preference, polypores in the Altai Mountains preferentially grow on gymnosperms over angiosperms, while the opposite was true in the Qinling Mountains and

收稿日期: 2021-03-12; 接受日期: 2021-05-21

基金项目: 国家自然科学基金(32000010)

\* 通讯作者 Author for correspondence. E-mail: yuanyuan1018@bjfu.edu.cn

Nanling Mountains. In the two rotting types caused by polypores, the species number of white rot polypores increased, but that of the brown rot decreased, gradually from boreal to subtropical zones.

**Conclusion:** Climate and vegetation types are the major influencing factors on the flora composition of polypores, based on the analysis of species diversity, host preference and decaying type of polypores in the three mountains.

**Key words:** polypores; species diversity; floral composition; distribution character

多孔菌是木生担子菌中子实层体为孔状的种类,生长在活树、死树、倒木、腐朽木、树木根部甚至地生,可降解木材中的木质素、纤维素和半纤维素,造成木材白色或褐色腐朽,在碳循环和养分循环过程中起着不可替代的作用,是森林生态系统的物质循环和能量流动以及维持森林生态系统的动态平衡的重要类群(魏玉莲和戴玉成, 2004; Baldrian & Lindahl, 2011; 戴玉成, 2012; Floudas et al, 2012; 周丽伟和戴玉成, 2013)。多孔菌与人类的生活也息息相关,其中很多种类是重要的林木病原菌,特别是经营林分的病原菌(Dai et al, 2007; 戴玉成, 2012),还有一些多孔菌如灵芝(*Ganoderma lingzhi*)和桑黄(*Sanghuangporus sanghuang*)等是著名的药用菌(戴玉成和杨祝良, 2008),部分多孔菌如灰树花(*Grifola frondosa*)等是重要的食用菌(戴玉成等, 2010)。近年来的研究发现有些多孔菌在环境治理、生物修复和工业生产等领域也具有广泛应用价值(Asiegbu et al, 2005; Dai et al, 2007; Cao et al, 2012; 戴玉成等, 2013; 王豪等, 2021)。

过去国内对多孔菌的物种多样性进行了系列研究(崔宝凯等, 2006; 戴玉成等, 2006; Dai, 2012; Wu et al, 2020; 戴玉成等, 2021),但对多孔菌的生态学、区系组成和生态习性等研究还不够深入和系统,主要是某一类群或某一区域多样性研究中对区系进行初步讨论,很少对不同区域的多孔菌类群和区系组成进行比较研究(李玉和图力古尔, 2000; Zhou et al, 2011; Li et al, 2014; 边禄森和戴玉成, 2015; 王小燕和魏玉莲, 2015)。中国地域广阔,从北至南包括了寒温带、温带、暖温带、亚热带和热带地理区域,同时中国又是北半球木本植物种类最丰富的国家,具有寒温带针叶林、温带针阔混交林和热带雨林等植被类型,几乎包括了北半球的所有植物区系成分,独特的地理结构和复杂的植被类型孕育了丰富的多孔菌资源(周丽伟和戴玉成, 2013)。对不同气候带和植被类型下多孔菌的分布和区系组成进行研究,不仅能够全面了解多孔菌的生长规律、生态习性和分布特征,而且对多孔菌物种多样

性的保护和应用开发也有重要的参考价值。本文对我国寒温带至亚热带地区的多孔菌区系进行比较研究,调查区域为寒温带的阿尔泰山脉、温带的秦岭山脉以及亚热带的南岭山脉,以揭示不同气候带和植被类型对多孔菌物种组成和区系特征的影响。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区域

阿尔泰山脉位于新疆北部,呈西北-东南走向,属于温带大陆性季风气候,年均气温 $-4^{\circ}\text{C}$ 至 $3^{\circ}\text{C}$ ,年均降水量300–500 mm。植被垂直分布明显,由下而上为山地亚沙漠带、山地草原带、山地森林带和高山带,共计有种子植物94科528属1,491种,其中重要成林树种为新疆落叶松(*Larix sibirica*)、新疆云杉(*Picea obovata*)、垂枝桦(*Betula pendula*)和山杨(*Populus davidiana*)等(陈文俐和杨昌友, 2000; 曹秋梅等, 2015; Hu et al, 2018; Ye et al, 2018)。调查地点包括:喀纳斯国家级自然保护区、白哈巴国家森林公园、贾登峪国家森林公园、阿勒泰小东沟森林公园等。植被类型以寒温带种类为主。

秦岭山脉位于中国中部,东西走向,地处温带与亚热带过渡区,是中国气候带的南北分界线,年均气温 $-3^{\circ}\text{C}$ 至 $16^{\circ}\text{C}$ ,年均降水量600–1,200 mm(马新萍, 2015)。秦岭巨大的海拔高度差使植被分布具有明显的垂直带谱<sup>①</sup>,由上而下为高山草甸带、针叶林带、山地针阔混交林带、山地落叶阔叶林带、常绿阔叶林带,其中种子植物有154科950属3,539种<sup>②</sup>,主要成林树种为云杉(*Picea asperata*)、冷杉(*Abies fabri*)、油松(*Pinus tabulaeformis*)、红桦(*Betula albosinensis*)、锐齿栎(*Quercus aliena*)和华山松(*Pinus armandii*)等(岳明, 2015; 赵婷等, 2019)。调查地点包括:佛坪自然保护区、华山、化龙山自然保护区、骊山、牛背梁国家级自然保护区、秦岭植物

① 陈倩 (2019) 秦岭山地天然次生林群落物种多样性与功能多样性研究. 硕士学位论文,西北农林科技大学,西安.

② 李婷 (2018) 秦岭种子植物物种多样性与主要功能性状的海拔格局——基于区系数据库. 硕士学位论文,西北大学,西安.

园、长白山国家森林公园和周至国家级自然保护区等。植被类型以温带种类为主。

南岭位于中国东南部,兼具典型的亚热带温湿气候和亚热带季风气候,又因地势较高而具有山地气候特色,年均气温15–21℃,年均降水量1,200–1,500 mm,是我国亚热带地区物种最丰富的区域,也是全球同纬度地区森林植被的典型代表,包括亚热带高山湖泊植被、亚热带山地草坡、亚热带竹林、亚热带常绿针阔混交山顶矮林、亚热带常绿针阔叶混交林、亚热带常绿与落叶阔叶混交林、亚热带常绿阔叶山顶矮林和亚热带常绿阔叶林等多种植被类型,其中种子植物有203科1,211属4,167种(董安强等, 2012; 王瑶, 2017<sup>①</sup>; 宋斌等, 2018; 缪绅裕等, 2020)。调查区域包括广东省车八岭国家级自然保护区、丹霞山森林公园、南岭国家级自然保护区和湖南莽山国家森林公园。植被类型以亚热带为主。这三个山脉基本是从西北过渡至东南,纬度和距离也呈梯度排列。

## 1.2 研究方法

研究材料来源于本团队过去20年对研究区域的多次野外考察,详细记录了多孔菌的寄主、发生频率、生态习性、腐朽类型和所在植被类型等生态数据。所有标本保存在中国科学院沈阳应用生态研究所和北京林业大学微生物研究所标本馆,总计3,200余号。结合宏观和微观特征进行多孔菌物种鉴定的方法参照Dai (2010),腐朽类型、发生频次划分参考Dai (2012)、地理成分分析参考Ryvarden和Gilbertson (1993)。采用Origin 2021 (<https://www.originlab.com/>)软件绘制韦恩图和热图。

## 2 结果

### 2.1 多孔菌物种多样性

根据野外调查和室内鉴定结果,三个山脉共发现多孔菌287种(附录1),隶属8目29科107属(表1),其中阿尔泰山有多孔菌6目19科50属84种,秦岭有6目21科64属132种,南岭有6目22科75属160种,多孔菌的物种多样性从寒温带到亚热带逐渐升高。

如图1A所示,三个山脉的共有多孔菌种类为16种,隶属于14个属。特有多孔菌种类阿尔泰山脉

有40种、秦岭有66种、南岭有114种,分别占各山脉多孔菌物种总数的47.6%、50.0%和71.3%。比较三个山脉多孔菌属的区系组成发现共有属25个,阿尔泰山脉和秦岭山脉特有属各9个,南岭山脉特有属32个(图1B)。多孔菌的特有种比例从寒温带至亚热带逐渐增高,表现出明显的地域差异。

### 2.2 优势科属分析

根据各科包含的多孔菌属、种的数量分析得出(表1和图2),三个山脉中多孔菌科和锈革孔菌科的种类最为丰富,其中阿尔泰山脉分别有19种和17种、秦岭山脉有37种和30种、南岭各45种,占各山脉物种数量的比例为42.9%、50.8%和56.3%。

根据物种数量,阿尔泰山的优势属依次为薄孔菌属(*Antrodia*)、栓孔菌属(*Trametes*)、泊氏孔菌属(*Postia*);秦岭的优势属为栓孔菌属、泊氏孔菌属和多孔菌属(*Polyporus*);南岭的优势属依次是多年卧孔菌属(*Perenniporia*)、栓孔菌属、褐卧孔菌属(*Fuscoporia*)。其中栓孔菌属为三个山脉的共有优势属。

### 2.3 生态习性分析

根据研究结果,除集毛孔菌属(*Coltricia*)和小集毛孔菌属(*Coltriciella*)为可能的共生菌根真菌外,其他种类均为木材腐朽真菌,根据造成木材腐朽的类型不同可划分为白腐真菌和褐腐真菌,阿尔泰山脉、秦岭山脉和南岭山脉的白腐真菌种类依次为57种、107种和139种,褐腐真菌的种类为27种、25种和11种。可明显看出阿尔泰山脉至南岭山脉白腐真菌数量呈现逐渐增高的趋势,而褐腐真菌数量逐渐下降,且白腐真菌数量远远高于褐腐真菌。

比较各山脉多孔菌的寄主发现(表2),阿尔泰山脉的多孔菌偏好生长在裸子植物上,其比例高于被子植物,而秦岭和南岭则相反。其中,阿尔泰山脉的多孔菌生长在裸子植物上的物种丰富度最高,占该山脉多孔菌物种总数的65.5%;南岭能够生长在裸子植物上的多孔菌物种丰富度最低,占比23.7%,但该山脉偏好被子植物的种类共141种,超过该地区多孔菌物种总数的85%。

根据多孔菌的分布情况和出现频度可分为常见种、偶见种和稀有种(Dai, 2012)。如图3所示,阿尔泰山脉、秦岭和南岭的稀有种、偶见种和常见种的数量不同但比例相似,其中,阿尔泰山脉和秦岭的常见种、偶见种和稀有种的组成比例更为接近。

<sup>①</sup> 王瑶 (2017) 南岭三种主要森林类型土壤甲烷通量研究. 硕士学位论文,中南林业科技大学,长沙。

表1 三个山脉多孔菌物种多样性组成

Table 1 The compositions of polypores in the three mountain ranges

目 Order	科 Family	地理成分 Geographical element	属数 Genus no.			种数 Species no.		
			阿尔泰山脉 Mt. Altay	秦岭山脉 Mt. Qinling	南岭山脉 Mt. Nanling	阿尔泰山脉 Mt. Altay	秦岭山脉 Mt. Qinling	南岭山脉 Mt. Nanling
伞菌目 Agaricales	牛舌菌科 Fistulinaceae	世界广布 Cosmopolitan	–	–	1	–	–	1
	小菇科 Mycenaceae	热带亚热带 Subtropical to tropical	–	–	1	–	–	1
黑孢革菌目 Amylocorticiales	黑孢革菌科 Amylocorticiaceae	北温带 Temperate	1	1	–	2	1	–
木耳目 Auriculariales	木耳科 Auriculariaceae	世界广布 Cosmopolitan	–	1	1	–	1	1
褐褶孔菌目 Gloeophyllales	褐褶孔菌科 Gloeophyllaceae	世界广布 Cosmopolitan	1	1	1	2	2	1
锈革孔菌目 Hymenochaetales	锈革孔菌科 Hymenochaetaceae	世界广布 Cosmopolitan	11	16	16	17	30	45
	锐孔菌科 Oxyporaceae	北温带 Temperate	–	1	2	–	4	8
	裂孔菌科 Schizoporaceae	世界广布 Cosmopolitan	–	2	2	–	4	5
多孔菌目 Polyporales	齿毛菌科 Cerrenaceae	世界广布 Cosmopolitan	1	1	1	1	1	1
	泪革孔菌科 Dacryobolaceae	北温带 Temperate	2	3	–	7	10	–
	索孔菌科 Fibroporiaceae	北温带 Temperate	–	1	1	–	1	1
	拟层孔菌科 Fomitopsidaceae	世界广布 Cosmopolitan	6	4	4	13	10	6
	灵芝科 Ganodermataceae	世界广布 Cosmopolitan	1	1	2	2	2	4
	胶化孔菌科 Gelatoporiaceae	北温带 Temperate	2	1	–	3	1	–
	树花孔菌科 Grifolaceae	北温带 Temperate	–	–	1	–	–	1
	硬壳孔菌科 Incrustoporiaceae	世界广布 Cosmopolitan	2	2	3	2	3	9
	囊耙齿菌 Irpicaceae	世界广布 Cosmopolitan	2	5	5	2	9	9
	皱皮孔菌科 Ischnodermataceae	北温带 Temperate	1	1	–	1	1	–
	硫磺菌科 Laetiporaceae	北温带 Temperate	2	1	1	3	1	1
	皱孔菌科 Meruliaceae	世界广布 Cosmopolitan	3	3	–	3	5	–
	原毛平革菌科 hanerochaetaceae	世界广布 Cosmopolitan	1	1	3	2	2	3
	柄杯菌科 Podoscyphaceae	热带亚热带 Subtropical to tropical	–	–	1	–	–	1
	多孔菌科 Polyporaceae	世界广布 Cosmopolitan	10	15	21	19	37	45
	小红孔菌科 Pycnoporellaceae	北温带 Temperate	–	–	1	–	–	1
	亚红孔菌科 Rhodoniaceae	北温带 Temperate	1	–	–	1	–	–
	斯氏菇科 Steccherinaceae	世界广布 Cosmopolitan	1	2	3	2	6	10
红菇目 Russulales	邦氏孔菌科 Bondarzewiaceae	世界广布 Cosmopolitan	1	1	3	1	1	3
	猴头菌科 Hericiaceae	北温带 Temperate	–	–	1	–	–	3
糙孢孔菌目 Trechisporales	刺孢孔菌科 Hydnodontaceae	世界广布 Cosmopolitan	1	–	–	1	–	–



表2 三个山脉被子植物和裸子植物上的多孔菌物种丰富度比较

Table 2 Species richness of polypores on angiosperm and gymnosperm wood in the three mountain ranges

寄主类型 Type of host	阿尔泰山脉 Altay Mountains	秦岭山脉 Qinling Mountains	南岭山脉 Nanling Mountains
被子植物 Angiosperm	30 (35.7%)	86 (65.2%)	113 (70.6%)
裸子植物 Gymnosperm	36 (42.9%)	17 (12.9%)	14 (8.8%)
两者均可 Both of angiosperm and gymnosperm	18 (21.4%)	29 (21.9%)	27 (16.9%)

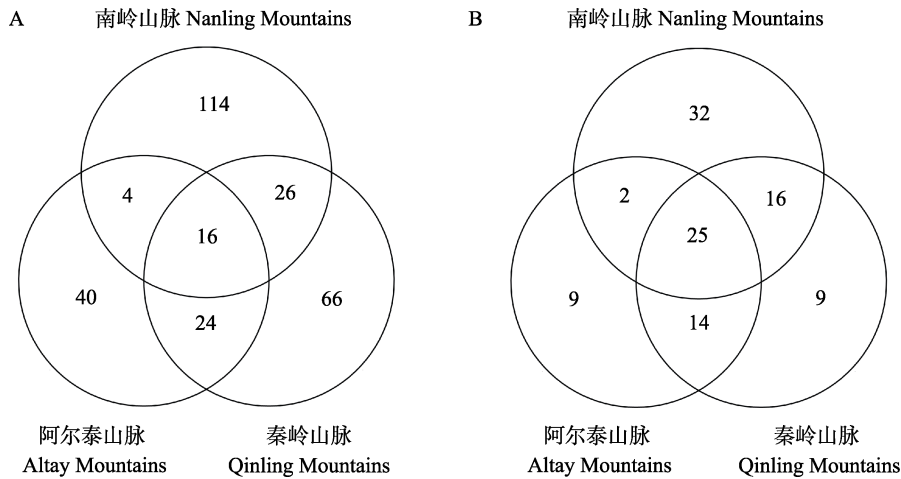


图1 三个山脉多孔菌种属数量的韦恩图。(A)物种数; (B)属数。

Fig. 1 Venn diagram of species and generic diversities of polypores in the three mountain ranges. (A) Species numbers; (B) Genus numbers.

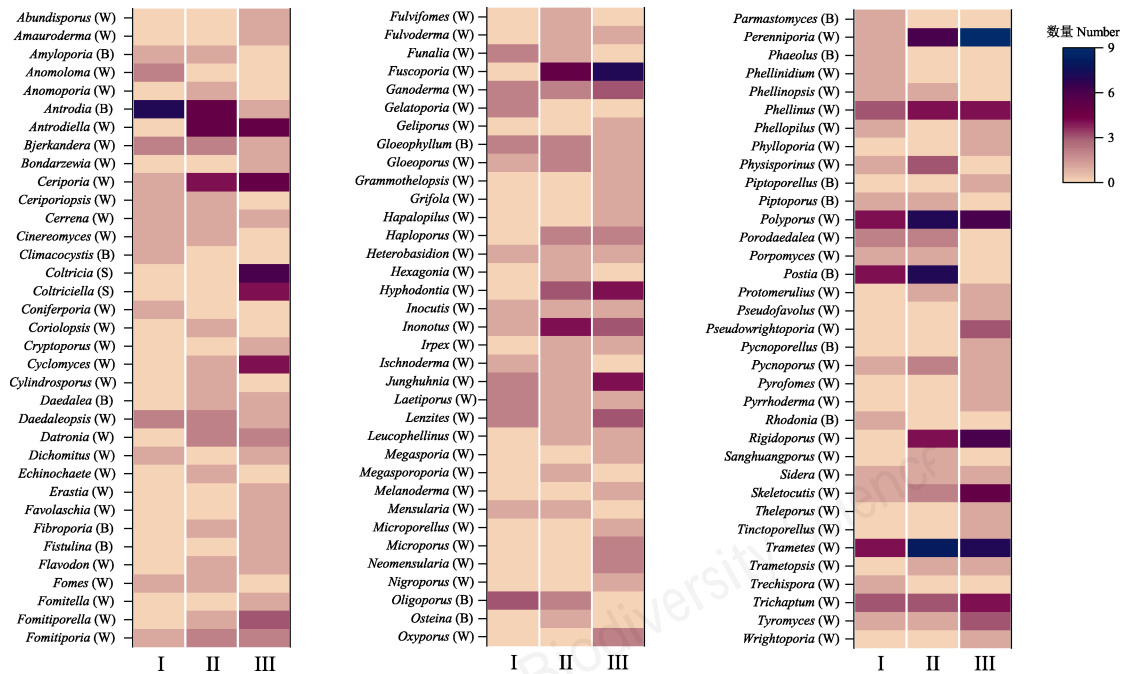


图2 三个山脉多孔菌的属多样性和腐朽类型。(I)阿尔泰山脉; (II)秦岭山脉; (III)南岭山脉; (W)白色腐朽; (B)褐色腐朽; 数量: 每个多孔菌属中包含种的数量。

Fig. 2 The generic diversity and rotting types of polypores in three mountain ranges. (I) Altay Mountains; (II) Qinling Mountains; (III) Nanling Mountains; (W) White rot; (B) Brown rot; Number: The species numbers of genus.

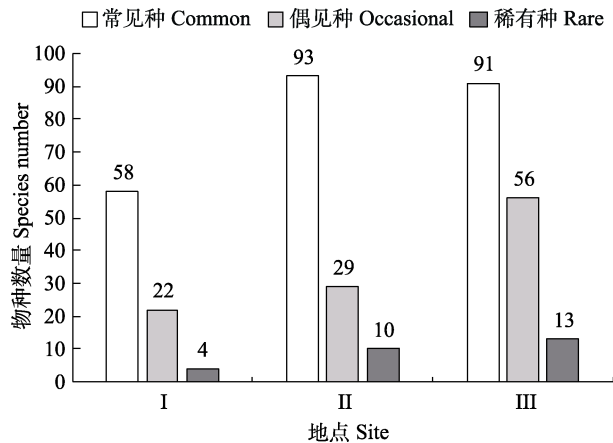


图3 三个山脉多孔菌种类出现频度。(I)阿尔泰山脉;(II)秦岭山脉;(III)南岭山脉。

Fig. 3 Comparison of the occurrence frequencies of polypores in the three mountain ranges. (I) Altay Mountains; (II) Qinling Mountains; (III) Nanling Mountains.

## 2.4 多孔菌区系地理成分

### 2.4.1 科的地理成分

多孔菌的科的地理分布类型分析表明(表1),阿尔泰山脉有世界广布成分13科,北温带分布成分5科;秦岭的世界广布成分和北温带成分分别为14科和7科;南岭有世界广布成分14科;北温带分布成分6科,热带亚热带成分2科。

### 2.4.2 属的地理成分

比较三个山脉的多孔菌属的地理成分,阿尔泰山脉世界广布属27个(占该山脉属的54%),北温带分布属22个(44%),东亚分布属1个(2%),没有泛热带分布属和热带亚洲分布属;秦岭的世界广布属、北温带分布属、泛热带、热带亚洲分布属和东亚分布属分别为33个(51.7%)、19个(29.7%)、9个(14.1%)、1个(1.5%)和2个(3%)。南岭山脉的世界广布属、北温带分布属、泛热带属、热带亚洲分布属和东亚分布属分别为40个、13个、18个、2个和2个,所占比例依次为53.3%、17.3%、24%、2.7%和2.7%。可见,三个山脉的多孔菌种类均以世界广布属为主。从寒温带至亚热带,北温带分布属的比例逐渐下降,而泛热带分布属和热带亚洲分布属的比例逐渐升高。

## 3 讨论

本文对我国从西北到东南的寒温带至亚热带的阿尔泰山脉、秦岭山脉和南岭山脉的多孔菌种群分布特征、生态习性和区系组成进行比较,发现分布在不同气候带的三个山脉的多孔菌在物种多样

性、寄主选择性和腐朽类型等方面均表现出了明显的地域差异:从寒温带至亚热带,多孔菌物种多样性总体呈现逐渐升高的趋势,特有种比例也逐渐升高;寄主的偏好性从寒温带至亚热带由裸子植物为主转换为被子植物;白色腐朽菌的种类始终高于褐色腐朽菌,且白色腐朽菌的种数从寒温带至亚热带逐渐增加,而褐色腐朽菌逐渐降低;在分布频次上,虽然总体上具有相似性,但稀有种和偶见种的数量从寒温带至亚热带逐渐增多。

造成上述现象的原因与各山脉所处的气候条件和森林植被类型相关,其中温度和降水同时影响着多孔菌及其寄主植物的分布。阿尔泰山脉、秦岭、南岭分属于三个不同的气候带,随着温度和降水量的逐渐升高,植物的物种丰富度和特有种也随之增加,为多孔菌提供了更为多样的生长基质,从而增加了多孔菌的物种多样性和特有种的发生几率。在林型方面,多孔菌更喜生于针阔混交林中,在纯针叶林或阔叶林中种类相对较少(赵继鼎和张小青,1994),因而各山脉植物物种多样性的高低是影响多孔菌分布的重要因素。阿尔泰山脉属于温带大陆性季风气候,主要树种多为适应冷湿气候的针叶树种,组成比较单一,由于有些多孔菌对寄主具有一定的选择性甚至专一性,造成该地区的多孔菌物种多样性比秦岭和南岭低且更偏好生长在裸子植物上(陈文俐和杨昌友,2000; Gilbert et al, 2008)。秦岭山脉和南岭山脉分别位于中国中部和东南部,气候较为湿润,温度也相对较高,以阔叶树种为主,且树种组成丰富,更适于多孔菌的生长,因而秦岭、南岭两个地区的多孔菌物种多样性较高,且寄主多为被子植物,其中,南岭山脉偏好被子植物的多孔菌种类超过该地区多孔菌物种总数的85%。


区系地理分析发现,三个山脉的多孔菌种类均以世界广布属为主,其中,阿尔泰山脉和秦岭山脉以世界广布成分和北温带成分为主,南岭以世界广布和泛热带成分为主。从寒温带至亚热带,北温带分布属的比例逐渐降低,而泛热带分布属和热带分布属的比例逐渐升高,这与3个区域的气候、植被及多孔菌的适应性有关。其中温度和湿度是影响多孔菌孢子萌发和菌丝发育的重要因素,研究表明大多数多孔菌的生长适宜温度在25–30℃之间,当温度低于15℃时许多种类的生长受到抑制。从寒温带至

亚热带, 多孔菌种类随着温度、降水量的逐渐增加而增加(赵继鼎和张小青, 1994)。阿尔泰山脉气候寒冷干燥, 不利于多孔菌的孢子萌发和子实体生长, 分布的种类多是适应能力强、分布范围广的物种, 即世界广布属和北温带分布属, 这与该地区的植物区系成分相一致。秦岭山脉为温带与亚热带过渡区, 是中国气候上的南北分界线, 气温、降水量均处于适中水平, 故多孔菌种类在以世界广布属和北温带分布属为主的基础上, 泛热带、热带分布属的比例也有所增加, 这与该地区植物以北温带分布属为主(占总属数的31.16%)相一致<sup>①</sup>。而南岭位于中国东南部, 该地区主要为亚热带阔叶林, 植物种类非常丰富, 多孔菌种类以世界广布和泛热带成分为主, 这与该地区的植物区系地理成分较为一致。

## ORCID

武英达  <https://orcid.org/0000-0003-1295-4015>

郭卫琳  <https://orcid.org/0000-0002-0888-0351>

员瑗  <https://orcid.org/0000-0001-6674-9848>

## 参考文献

- Asiegbu FO, Nahalkova J, Li GS (2005) Pathogen-inducible cDNAs from the interaction of the root rot fungus *Heterobasidion annosum* with Scots pine (*Pinus sylvestris* L.). *Plant Science*, 168, 365–372.
- Baldrian P, Lindahl B (2011) Decomposition in forest ecosystems: After decades of research still novel findings. *Fungal Ecology*, 4, 359–361.
- Bau T, Li Y (2000) Fungal community diversity in Daqinggou Nature Reserve. *Acta Ecologica Sinica*, 20, 986–991. (in Chinese with English abstract) [图力古尔, 李玉 (2000) 大青沟自然保护区大型真菌群落多样性研究. *生态学报*, 20, 986–991.]
- Bian LS, Dai YC (2015) Mycota and ecology of polypores in eastern Himalayas. *Acta Ecologica Sinica*, 35, 1554–1563. (in Chinese with English abstract) [边禄森, 戴玉成 (2015) 东喜马拉雅地区多孔菌区系和生态习性. *生态学报*, 35, 1554–1563.]
- Cao QM, Yin LK, Chen YF, Yang ML, Yang GQ (2015) Analysis on characteristics of flora in south slope of Altai Mountain. *Acta Botanica Boreali-Occidentalia Sinica*, 35, 1460–1469. (in Chinese with English abstract) [曹秋梅, 尹林克, 陈艳锋, 杨美琳, 杨更强 (2015) 阿尔泰山南坡种子植物区系特点分析. *西北植物学报*, 35, 1460–1469.]
- Cao Y, Wu SH, Dai YC (2012) Species clarification of the prize medicinal *Ganoderma* mushroom “Lingzhi”. *Fungal Diversity*, 56, 49–62.
- Chen WL, Yang CY (2000) A floristic study on the seed plant in Mts. Altay of China. *Acta Botanica Yunnanica*, 22, 371–378. (in Chinese with English abstract) [陈文俐, 杨昌友 (2000) 中国阿尔泰山种子植物区系研究. *云南植物研究*, 22, 371–378.]
- Cui BK, Wei YL, Dai YC (2006) Polypores from Zijin Mountain, Jiangsu Province. *Mycosystema*, 25, 9–14. [崔宝凯, 魏玉莲, 戴玉成 (2006) 江苏紫金山的多孔菌. *菌物学报*, 25, 9–14.]
- Dai YC (2010) Hymenochaetaceae (Basidiomycota) in China. *Fungal Diversity*, 45, 131–343.
- Dai YC (2012) Pathogenic wood-decaying fungi on woody plants in China. *Mycosystema*, 31, 493–509. (in Chinese with English abstract) [戴玉成 (2012) 中国木本植物病原木材腐朽菌研究. *菌物学报*, 31, 493–509.]
- Dai YC (2012) Polypore diversity in China with an annotated checklist of Chinese polypores. *Mycoscience*, 53, 49–80.
- Dai YC, Bau T, Cui BK, Qin GF (2013) Illustrations of Medicinal Fungi in China. Northeast Forestry University Press, Harbin. (in Chinese) [戴玉成, 图力古尔, 崔宝凯, 秦国夫 (2013) 中国药用真菌图志. 东北林业大学出版社, 哈尔滨.]
- Dai YC, Cui BK, Yuan HS, Li BD (2007) Pathogenic wood-decaying fungi in China. *Forest Pathology*, 37, 105–120.
- Dai YC, Yang ZL (2008) A revised checklist of medicinal fungi in China. *Mycosystema*, 27, 801–824. (in Chinese with English abstract) [戴玉成, 杨祝良 (2008) 中国药用真菌名录及部分名称的修订. *菌物学报*, 27, 801–824.]
- Dai YC, Yang ZL, Cui BK, Wu G, Yuan HS, Zhou LW, He SH, Ge ZW, Wu F, Wei YL, Yuan Y, Si J (2021) Diversity and systematics of the important macrofungi in Chinese forests. *Mycosystema*, 40, 770–805. (in Chinese with English abstract) [戴玉成, 杨祝良, 崔宝凯, 吴刚, 袁海生, 周丽伟, 何双辉, 葛再伟, 吴芳, 魏玉莲, 员瑗, 司静 (2021) 中国森林大型真菌重要类群多样性和系统学研究. *菌物学报*, 40, 770–805.]
- Dai YC, Yuan HS, He W, Decock C (2006) Polypores from Beijing area, northern China. *Mycosystema*, 25, 368–373. [戴玉成, 袁海生, 贺伟, Decock C (2006) 中国北京地区的多孔菌. *菌物学报*, 25, 368–373.]
- Dai YC, Zhou LW, Yang ZL, Wen HA, Bao T, Li TH (2010) A revised checklist of edible fungi in China. *Mycosystema*, 29, 1–21. (in Chinese with English abstract) [戴玉成, 周丽伟, 杨祝良, 文华安, 图力古尔, 李泰辉 (2010) 中国食用菌名录. *菌物学报*, 29, 1–21.]
- Dong AQ, Chen L, Wang FG, Xing FW (2012) Study on vegetation of Nanling National Nature Reserve in Guangdong Province. *Journal of Zhongkai University of Agriculture and Engineering*, 25(2), 1–7. (in Chinese with English abstract) [董安强, 陈林, 王发国, 邢福武 (2012) 广东南岭国家级自然保护区的植被研究. *仲恺农业工程学院学报*, 25(2), 1–7.]
- Floudas D, Binder M, Riley R, Barry K, Blanchette RA, Henrissat B, Martínez AT, Ollilar R, Spatafora JW, Yadav

<sup>①</sup> 杨晓俊 (2016) 太白山自然保护区植物区系特征及其多样性保护对策. 硕士学位论文, 西北农林科技大学, 杨凌.

- JS, Aerts A, Benoit I, Boyd A, Carlson A, Copeland A, Coutinho PM, de Vries RP, Ferreira P, Findley K, Foster B, Gaskell J, Glotzer D, Górecki P, Heitman J, Hesse C, Hori C, Igarashi K, Jurgens JA, Kallen N, Kersten P, Kohler A, Kües U, Kumar TKA, Kuo A, LaButti K, Larrondo LF, Lindquist E, Ling A, Lombard V, Lucas S, Lundell T, Martin R, McLaughlin DJ, Morgenstern I, Morin E, Murat C, Nagy LG, Nolan M, Ohm RA, Patyshakuliyeva A, Rokas A, Ruiz-Dueñas FJ, Sabat G, Salamov A, Samejima M, Schmutz J, Slot JC, St John F, Stenlid J, Sun H, Sun S, Syed K, Tsang A, Wiebenga A, Young D, Pisabarro A, Eastwood DC, Martin F, Cullen D, Grigoriev IV, Hibbett DS (2012) The Paleozoic origin of enzymatic lignin decomposition reconstructed from 31 fungal genomes. *Science*, 336, 1715–1719.
- Gilbert GS, Gorospe J, Ryvarden L (2008) Host and habitat preferences of polypore fungi in Micronesian tropical flooded forests. *Mycological Research*, 112, 674–680.
- Hu SS, Ma JY, Shugart HH, Yan XD (2018) Evaluating the impacts of slope aspect on forest dynamic succession in Northwest China based on FAREAST model. *Environmental Research Letters*, 13, 34027.
- Li HJ, Cui BK, Dai YC (2014) Taxonomy and multi-gene phylogeny of *Datronia* (Polyporales, Basidiomycota). *Persoonia*, 32, 170–182.
- Li Y, Tolgor (2010) Study on fungal flora diversity in Daqinggou Nature Reserve. *Chinese Biodiversity*, 8, 73–80. (in Chinese with English abstract) [图力古尔, 李玉 (2000) 大青沟自然保护区大型真菌区系多样性的研究. *生物多样性*, 8, 73–80.]
- Ma XP (2015) The Timberline of Qinling Mountains and Its Response to Climate Change. PhD dissertation, Northwest University, Xi'an. (in Chinese with English abstract) [马新萍 (2015) 秦岭林线及其对气候变化的响应. 博士学位论文, 西北大学, 西安.]
- Miao SY, Huang JL, Liu C (2020) Plant diversity and its conservation values of Guangdong Nanling National Park. *Guangdong Landscape Architecture*, 42(5), 8–11. (in Chinese with English abstract) [缪绅裕, 黄金玲, 刘闯 (2020) 广东南岭国家公园植物多样性及其保护价值. *广东园林*, 42(5), 8–11.]
- Ryvarden L, Gilbertson RL (1993) European polypores. *Synopsis Fungorum*, 6, 1–741.
- Song B, Deng WQ, Zhang M, Li TH (2018) The macrofungal diversity in the Nanling Mountains. *Tropical Geography*, 38, 312–320. (in Chinese with English abstract) [宋斌, 邓旺秋, 张明, 李泰辉 (2018) 南岭大型真菌多样性. *热带地理*, 38, 312–320.]
- Wang H, Qian K, Si J, Cui BK (2021) Research advances on polysaccharides from Sanghuang. *Mycosystema*, 40, 895–911. (in Chinese with English abstract) [王豪, 钱坤, 司静, 崔宝凯 (2021) 桑黄类真菌多糖研究进展. *菌物学报*, 40, 895–911.]
- Wang XY, Wei YL (2015) Population difference of polypores in northwest and southeast of China. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 26, 3160–3166. (in Chinese with English abstract) [王小燕, 魏玉莲 (2015) 我国西北和东南地区多孔菌种群差异. *应用生态学报*, 26, 3160–3166.]
- Wei YL, Dai YC (2004) Ecological function of wood-inhabiting fungi in forest ecosystem. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 15, 1935–1938. (in Chinese with English abstract) [魏玉莲, 戴玉成 (2004) 木材腐朽菌在森林生态系统中的功能. *应用生态学报*, 15, 1935–1938.]
- Wu F, Yuan HS, Zhou LW, Yuan Y, Cui BK, Dai YC (2020) Polypore diversity in South China. *Mycosystema*, 39, 653–681.
- Ye XP, Yu XP, Yu CQ, Tayibazhaer AT, Xu FJ, Skidmore AK, Wang TJ (2018) Impacts of future climate and land cover changes on threatened mammals in the semi-arid Chinese Altai Mountains. *Science of the Total Environment*, 612, 775–787.
- Yue M (2015) The vertical bands of plants in Qinling Mountains are complete and complex. *Forest & Humankind*, (2), 76–81. (in Chinese) [岳明 (2015) 秦岭植物垂直带谱完整复杂. *森林与人类*, (2), 76–81.]
- Zhao JD, Zhang XQ (1994) Ecology, distribution and resources of polypores in China. *Acta Ecologica Sinica*, 14, 437–443. (in Chinese with English abstract) [赵继鼎, 张小青 (1994) 中国多孔菌类群真菌生态、分布与资源. *生态学报*, 14, 437–443.]
- Zhao T, Bai HY, Deng CH, Meng Q, Guo SZ, Qi GZ (2019) Topographic differentiation effect on vegetation cover in the Qinling Mountains from 2000 to 2016. *Acta Ecologica Sinica*, 39, 4499–4509. (in Chinese with English abstract) [赵婷, 白红英, 邓晨晖, 孟清, 郭少壮, 齐贵增 (2019) 2000–2016年秦岭山地植被覆盖变化地形分异效应. *生态学报*, 39, 4499–4509.]
- Zhou LW, Hao ZQ, Wang Z, Wang B, Dai YC (2011) Comparison of ecological patterns of polypores in three forest zones in China. *Mycology*, 2, 260–275.
- Zhou LW, Dai YC (2013) Chinese polypore diversities: Species, mycota and ecological functions. *Biodiversity Science*, 21, 499–506. (in Chinese with English abstract) [周丽伟, 戴玉成 (2013) 中国多孔菌多样性初探: 物种、区系和生态功能. *生物多样性*, 21, 499–506.]

(责任编辑: 郭良栋 责任编辑: 时意专)

## 附录 Supplementary Material

### 附录1 三个山脉的多孔菌名录

Appendix 1 An annotated checklist of polypores in the three mountain ranges

<https://www.biodiversity-science.net/fileup/PDF/2021094-1.xlsx>





•技术与方法•

# 外来物种入侵大数据采集方法的建立与应用

邱荣洲<sup>1</sup>, 赵健<sup>2</sup>, 陈宏<sup>2</sup>, 冼晓青<sup>3</sup>, 池美香<sup>1</sup>, 翁启勇<sup>1\*</sup>

1. 福建省农业科学院植物保护研究所/福建省作物有害生物监测与治理重点实验室, 福州 350013; 2. 福建省农业科学院数字农业研究所, 福州 350003; 3. 中国农业科学院植物保护研究所, 北京 100193

**摘要:** 为准确、快速地获取入侵生物野外调查数据, 我们基于全球卫星导航系统、地理信息系统、移动互联网等现代信息技术提出了外来物种入侵大数据采集方法, 设计并研发了数据表单可自定义的野外调查工具软件——云采集。该系统以Android手机为数据采集终端, 采用C#和Java语言设计开发, 运用卫星导航定位技术实现野外调查发生位置的快速采集, 通过定义9种调查指标的数据类型及指标(列值)默认值、图像拍摄、语音录入、排序等4个辅助属性, 建立调查指标与手机客户端数据录入界面的关联, 实现用户界面可定制的数据录入模式。该系统在国家重点研发项目、福建省科技重大专项及福建省红火蚁(*Solenopsis invicta*)疫情普查等项目的调查任务中予以应用。实践检验表明: 该系统实现了野外调查数据的离线采集、数据同步、数据查询与输出管理, 将移动智能终端采集取代传统的纸笔记录, 简化了野外调查的流程, 提高了入侵生物野外调查的数据质量, 为外来生物入侵野外调查大数据采集提供了信息化支持。

**关键词:** 入侵生物; 移动终端; 数据采集; 云采集; 大数据

邱荣洲, 赵健, 陈宏, 冼晓青, 池美香, 翁启勇 (2021) 外来物种入侵大数据采集方法的建立与应用. 生物多样性, 29, 1377–1385. doi: 10.17520/biods.2021030.

Qiu RZ, Zhao J, Chen H, Xian XQ, Chi MX, Weng QY (2021) Research and application of a big data collection method for invasive species surveys. Biodiversity Science, 29, 1377–1385. doi: 10.17520/biods.2021030.

## Research and application of a big data collection method for invasive species surveys

Rongzhou Qiu<sup>1</sup>, Jian Zhao<sup>2</sup>, Hong Chen<sup>2</sup>, Xiaoqing Xian<sup>3</sup>, Meixiang Chi<sup>1</sup>, Qiyong Weng<sup>1\*</sup>

1 Institute of Plant Protection, Fujian Academy of Agricultural Sciences/Fujian Key Laboratory for Monitoring and Integrated Management of Crop Pests, Fuzhou 350013

2 Institute of Digital Agriculture Research, Fujian Academy of Agriculture Sciences, Fuzhou 350003

3 Institute of Plant Protection, Chinese Academy of Agricultural Sciences, Beijing 100193

### ABSTRACT

**Aims:** To quickly and accurately obtain field survey data on invasive species diffusion, we integrated the global navigation satellite system, geographic information system, and mobile internet to design a customizable mobile terminal for the collection of survey data for invasive species. This is important because traditional methods are cumbersome, slow, and error-prone. Additionally, previously designed computational survey methods are designed to address specific survey tasks. Here, we developed a customizable software program, the Yuncaiji data acquirer, to address these issues.

**Method:** This system was designed using the C# and Java languages. It uses navigation satellite positioning technology to help acquire precise location data more rapidly. This method tries to combine navigation satellite positioning with the Android mobile terminal to help acquire precise location data.

**Results:** This method defines 9 kinds of data and 4 auxiliary attributes, such as default value of column value (indicator), image shooting, voice input, column sorting, establishing the association between data types and user interface, and realized customizable data entry interface.

**Conclusion:** The Yuncaiji data acquirer has been successfully tested in several large-scale projects, including key

收稿日期: 2021-01-20; 接受日期: 2021-06-11

基金项目: 国家重点研发项目(2016YFC202105)、福建省科技重大专项(2017NZ0003-1)和福建省属公益类科研院所基本科研专项(2018R1025-4)

\* 通讯作者 Author for correspondence. E-mail: wengqy@faas.cn

national (Chinese) research and development projects, major science and technology projects for the Fujian Province, and for *Solenopsis invicta* epidemic census. Results show that the Yuncaiiji data acquirer efficiently supports field survey data collection, data synchronization, data exporting, and data management. This system is superior to traditional survey methods involving pen and paper, because the data recoding is easily performed on a smartphone, simplifying data entry and reducing user error. The quality of the invasive species diffusion field data recorded by the Yuncaiiji data acquirer is high, indicating that our system provides suitable computational support for large-scale surveys of the diffusion of invasive species.

**Key words:** invasive species; mobile terminal; data collection; Yuncaiiji data acquirer; big data

生物入侵已对入侵区的生态环境、社会经济和人类健康造成严重威胁,成为21世纪五大全球性环境问题之一(Millennium Ecosystem Assessment, 2005)。入侵生物的传播和扩散是其产生危害的最重要过程,通过对入侵物种的本底调查,可为生物入侵的管理与控制提供依据(万方浩等, 2002; 鞠瑞亭等, 2012)。入侵生物调查大数据来源大体分为人工实地观测和传感器自动记录两种(戴圣骐和赵斌, 2016)。传感器自动记录受制于传感器技术的革新,目前主要以温、光、湿、气等环境参数和声音、图像、视频采集为主,而入侵生物传播和扩散的影响因子复杂,调查过程还无法通过机器全自动采集完成。因此人工实地直接观测仍然是目前最主要的调查方式。

传统的人工实地观测通过“全球卫星导航系统+地图”导航到样本位置(陈彬, 2012; 陈宏等, 2018),人工填写纸质表格并通过相机采集图像数据,调查结束后经全面检查验收,再把数据输入计算机。这种方法存在以下缺陷:野外纸质表格填写工作量较大且不容易定位;调查过程存在数据采集规范不足、纸质采集记录丢失、记录数据不完整、内业数据录入工作量大、数据出错概率高、维护困难等问题。随着全球卫星导航系统(global navigation satellite system, GNSS)、地理信息系统(geographic information system, GIS)、移动互联网、智能手机等技术的快速发展,在科学研究、野外调查、生态环境监测、病虫害监测等专业领域的移动应用开发也进入快速发展阶段。周园春等(2008)开发了基于Windows Mobile的野外科考数据采集系统,并在青海湖鸟类动态数据调查中进行应用;申文明等(2013)和邱荣洲等(2014)分别开发了基于Android平台的生态环境和武夷山生物多样性的移动数据采集系统,为野外考察提供了便携的数据采集工具;罗卿权等(2011)和赵庆展等(2015)分别

开发了基于GNSS和GIS的有害生物信息采集系统,实现了病虫害发生位置及属性信息快速采集与查询;Vankadavath等(2009)开发了植物表型数据采集系统,实现了利用掌上电脑(personal digital assistant, PDA)对实验室和田间大量植物的表型数据进行统一编目管理;Köhl和Gremmels (2015)开发了应用于植物育种和遗传的表型数据输入和管理的移动终端软件;黄国锐等(2019)开发了一种基于嵌入式微处理器手持式数据采集终端,有效地解决了野外条件下采集数据的实时传输和安全性问题。由众多非专业志愿者利用手机采集的众源地理数据(单杰等, 2014),如OpenStreetMap、Wikimapia、Foursquare、微博、微信等,能够记录各种各样的兴趣点位置、时间和语义信息(潘晓等, 2020),但是缺乏数据完整性,一般需要经过处理才能形成规范的地理信息,难以满足专业的地理数据要求(Goodchild, 2007)。由于外来物种调查数据的采集涉及到其传入、定殖、扩散、危害等各个阶段,上述数据采集系统大多数应用在特定的专业领域,无法满足入侵生物野外调查需求。

本文以科技部基础调查专项“中国外来物种及其安全性考察”项目考察成果为基础,结合国家重点研发项目对农田、森林、保护区、口岸等不同生态系统进行本底调研和数据分析的具体需求,建立表单可自定义的外来物种入侵大数据采集方法,开发了农林科学数据云采集平台(简称“云采集”软件),以期为中国外来入侵物种调查与协作研究提供野外调查和网络化的管理工具,为后续外来入侵物种扩散空间分布、风险评估和防控预案提供具有空间信息的基础数据支撑。

## 1 系统设计

### 1.1 开发工具

数据采集设备:本研究选用华为Ascend P7、集

思宝A3S作为系统测试的采集终端,其中华为Ascend P7搭载Android 4.4操作系统,内存2 GB;集思宝A3S搭载Android 5.1操作系统,内存1 GB。两款设备均支持卫星导航定位、拍照、WiFi/GPRS/4G无线网络传输功能。

软件开发环境:本系统整体由Android手机客户端和web服务器端组成。其中手机终端开发环境为:JDK (Java development kit) + Eclipse + Android SDK (Software development kit) + ADT (Android development tools);web端的开发环境为Microsoft Visual Studio .NET 2013,利用Microsoft SQL Server 2008 构建系统数据库,以Microsoft .NET Framework 4.0为集成开发平台,通过Visual C#编程实现。

## 1.2 采集流程设计

采集流程分为采集前准备、采集数据和数据处理分析3个阶段(图1)。前期准备主要根据入侵生物扩散本底数据调查的要求,建立外来入侵病原物、节肢动物、植物等各种数据的采集规范,并确认采集人员信息及是否打印标本标签。数据采集阶段主要由采集人员根据采集规范进行调查,并通过“云采集”手机客户端进行卫星导航定位、拍照及相关调查数据记录,然后上传到服务器。最后通过web管理系统查看和审核数据,并进行增加、修改、删除操作,以及将审核好的数据按查询条件进行输出,

支持XLS、KML格式及关联图片的批量导出。

## 1.3 系统功能设计

### 1.3.1 采集标签管理

基于二维码技术设计入侵生物野外采集标本标签,结合“云采集”软件的二维码扫描识别功能,建立实物标本与标本记录的关联关系。标签的编号规则为“省区代号 + 4位顺序号”,如福建采集的1号标本记为350001。将采集标签贴在标本的保鲜袋左上角,用“云采集”软件扫描标签上的二维码,记录采集标本的信息,包括:编号、当前地理位置、采集人、采集日期、采集地点、生境类型、物种名称、图片等(图2)。

如果是新发现种或在野外无法判定物种时,可带回到实验室鉴定,再通过“云采集”定位到该标本的记录进行相关信息的修改。为保障采集日期、采集人、采集地点的准确性,系统不允许对这3项数据进行修改。

### 1.3.2 采集系统设计

系统整体由web服务器端和手机客户端组成。服务器端负责采集数据的存储与管理,手机客户端实现对野外调查数据的快速录入采集。入侵生物野外调查有时会在网络中断或无信号环境中进行,这就要求移动数据采集系统支持离线数据传输。离线应用的数据先在移动端临时存储,数据的更新与服务器要有良好的同步机制。

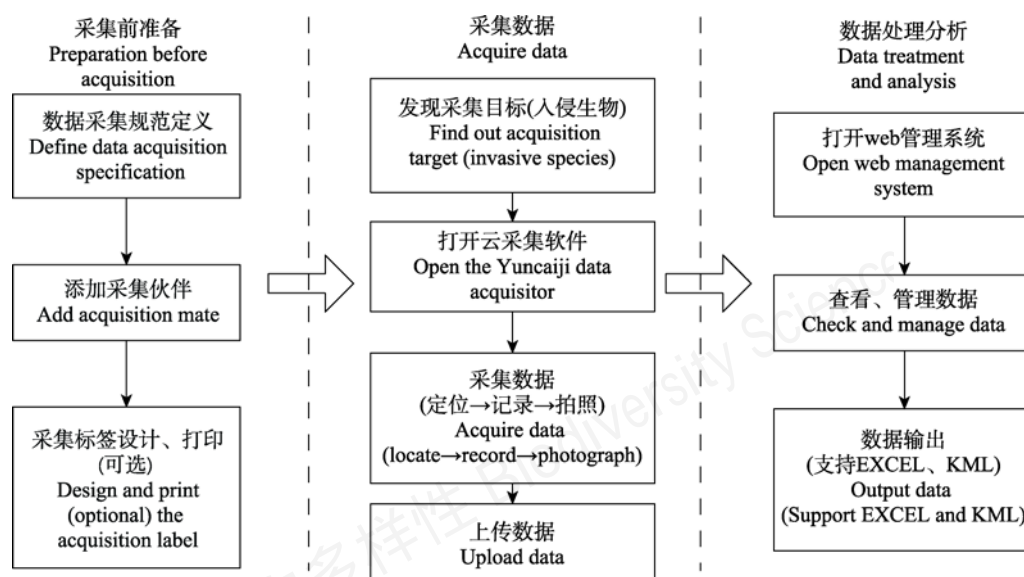


图1 云采集软件外来物种入侵大数据采集工作流程图

Fig. 1 System workflow of big data collection for invasive species survey of the Yuncaiiji data acquirer





图2 云采集软件采集标签图样  
Fig. 2 Sample collection label of the Yuncaiiji data acquirer

(1) Web服务器端功能模块。服务器端应用系统主要包括采集任务、数据管理、数据接收和系统管理4个模块(附录1)。其中采集任务模块负责数据表格标准的定制、任务的发起与结束、采集伙伴(任务参与人)的添加与删除、采集标签的生成与打印等功能;数据管理模块实现采集数据的查询、编辑、输出及地图展示;数据接收模块通过网络服务方式获取客户端上传的采集数据文件,解压后分别存储到数据库和文件系统;系统管理模块由用户管理、操作日志、错误日志、意见反馈等功能组成。

(2)手机客户端软件功能模块。客户端软件主要包括4个模块:数据采集、数据同步、伙伴动态与系统设置(附录2)。数据采集模块负责野外数据的录入、编辑与查看,以及通过扫描二维码采集标签实现快速定位数据功能;数据同步模块通过访问网络服务实现手机本地采集数据的解析、更新与上传;伙伴动态模块实现了任务伙伴动态数据的查看和基于高德地图的采集位置地图浏览功能;系统设置模块由软件运行相关的基础功能组成,包括用户验证、软件更新、图片大小设置、意见反馈等。

(3)可定制数据采集规范的实现方法。针对外来物种入侵调查内容指标不确定性问题,提出数据表结构可自定义的数据录入模式,具体实现流程如下:首先根据入侵生物野外应用的具体需求,通过web服务端以任务为单位进行调查指标定制操作。系统将定制指标先存储到调查任务表中,然后手机客户端将任务指标解析成SQLite数据库文件,最后将存储在SQLite数据库文件中的数据与后台数据库同步,将共性指标“采集时间”“采集地点”“采集地理位置”“采集人”分别保存到采集数据表的collectTime、collectaddr、collectGPS、collectUser字段中,用户定制差异指标数据保存成固定格式存储到XML数据

类型的xmlcontent字段中。通过将差异调查指标统一放到一个XML列,避免了修改数据库表结构,用户可根据调查指标的需要对表结构灵活地自定义。

用户界面定制上,通过定义调查指标(字段)的数据类型,建立调查指标与手机客户端数据录入界面的关联,实现界面可定制的移动数据采集模式。将系统自定义的调查指标数据类型划分为单行文本、多行文本、整型数、单精度数、单选项、复选项、日期、时间和扫码文本共9种,手机客户端根据数据类型制定相应的约束性内容,展示不同的录入界面。调查指标还设计了“列值默认值”“图像拍摄”“语音录入”“排序”等辅助属性作为数据录入界面的控制器。通过“列值默认值”属性自动为部分指标赋值,以减少指标值相似或相同引起的重复录入工作,提高手机录入数据的速度;“排序”属性可设定各指标在录入界面中的布局顺序;“图像拍摄”和“语音录入”为“是否显示”的控制属性,一般根据调查指标选择是否需要开通此功能。

(4)数据同步机制设计。移动终端需要与服务器同步的数据有调查任务和调查数据两种,数据同步模块负责从服务器端下载分配给终端的任务,通过与WCF(Windows Communication Foundation, 通讯开发平台)服务交互实现与服务器的任务列表同步,以及对本地任务的查看。数据上传子模块负责将采集数据先缓存到移动端,当无线网络通畅时再使用在线模式与服务器实时同步更新。由于图片文件数据量较大,所以选择将数据文件整体打包后上传的方式同步,以提升数据传输的效率。同步机制如图3所示。用户登录手机客户端后,先检查远程服务器端的WCF数据服务接口是否处于开启状态;然后查看是否有本地任务:如果不存在,尝试连接WCF服务下载任务与数据模板,并存入本地数据库,然后显示任务列表项;如果存在,则直接显示任务列表项。在上传数据时,调查者可以自行选择网络连接的方式,或根据Android操作系统的设置自动连接网络。系统会自动弹出是否成功上传的提示框。

## 2 系统实现

### 2.1 位置信息的获取

通过百度地图Android定位SDK实现移动终端地理坐标数据的读取。考虑入侵生物的调查采集一般在野外,以及高精度定位需求,采用SDK的设备



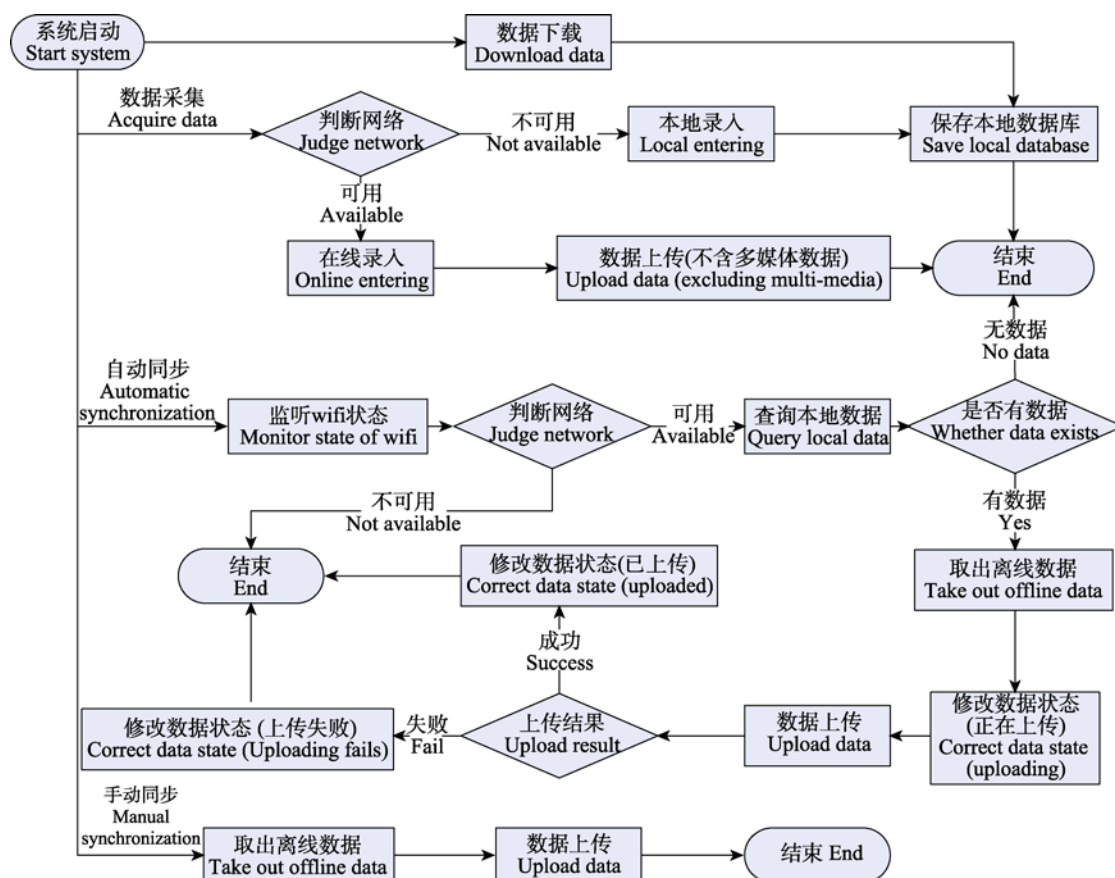


图3 云采集软件数据同步机制

Fig. 3 Data synchronization flowchart of the Yuncai data acquirer

定位模式进行定位。在地理坐标获取成功后,系统通过连接百度LBS反地址解析服务获取当前位置所在的行政区划及详细地址(如“××省××县+详细地址”,其中详细地址用户可修改)。为测试云采集软件位置信息的可靠性,分别在华为Ascend P7智能手机、集思宝A3S专业卫星导航定位仪上安装云采集手机客户端软件进行定位精度比较。2016年6月17日,在福州国家森林公园采集的18个位置点进行比较试验,通过谷歌地球(Google Earth)比对,识别并确认采集点的实际位置,结果显示(表1),手机的平均精度为6.02 m,专业卫星导航定位终端的平均精度是2.40 m,两台设备的位置精度均小于15 m,可以满足入侵生物物种空间分布、风险评估、防控预案等数据处理对位置精度的要求。

## 2.2 任务创建与数据采集

根据调查的任务不同,通过web管理端定义不同的数据采集规范,移动终端数据采集模块会分别调用相应的人机交互界面。登录web管理端,进入发

起任务页面(图4A),通过设置任务表格的表单自定义功能(图4B),可以增加数据列,设置列名、数据类型、列值默认值、图像拍摄、语音录入、排序等属性,快速完成数据采集规范的设定。其中采集时间、采集地点、采集地地理位置、采集人为固定列,用户不可修改。登录手机客户端后,首先将用户权限范围的调查任务和服务器最新数据同步到本地,然后进入任务列表页面,单击某个任务名称进入采集数据列表页面,再通过点击右上方或正下方的“+”号进入数据采集页面(图4C)。数据采集包括当前地理坐标获取,采集人、采集时间的自动生成及文字、图像、声音、条码识别等调查采集项的录入。采集项根据用户定制的采集规范,系统自动调用文本框、单选下拉菜单、下拉复选框菜单、时间选择控件、数字键盘、二维码扫描、拍照、录音等相应的输入方式,调查人员只要对数据项进行确认就可以完成大部分的数据采集工作,减少了文字输入,提高数据采集的效率。

表1 云采集软件位置信息获取功能测试结果

Table 1 Test of location acquisition accuracy using the Yuncaiiji data acquirer

序号 No.	实际位置 Actual location		集思宝A3S获取位置 Location captured by Jisibao A3S smartphone			华为P7获取位置 Location captured by Huawei P7 smartphone		
	纬度 Latitude (N)	经度 Longitude (E)	纬度 Latitude (N)	经度 Longitude (E)	误差 Error (m)	纬度 Latitude (N)	经度 Longitude (E)	误差 Error (m)
	1	26.15056°	119.2889°	26.15058°	119.2889°	2.67	26.15062°	119.2889°
2	26.15003°	119.2877°	26.15004°	119.2877°	1.93	26.15003°	119.2878°	0.39
3	26.15014°	119.2876°	26.15015°	119.2876°	1.21	26.15012°	119.2876°	1.94
4	26.14998°	119.2876°	26.14999°	119.2876°	1.02	26.14996°	119.2876°	2.62
5	26.15007°	119.2874°	26.15007°	119.2874°	0.39	26.15003°	119.2874°	4.64
6	26.15021°	119.2873°	26.15024°	119.2873°	3.12	26.15020°	119.2873°	0.89
7	26.15026°	119.2872°	26.15027°	119.2872°	1.22	26.15023°	119.2872°	3.34
8	26.15085°	119.2865°	26.15087°	119.2865°	1.87	26.15087°	119.2864°	10.54
9	26.15091°	119.2864°	26.15093°	119.2864°	1.56	26.15097°	119.2864°	7.49
10	26.15089°	119.2862°	26.15093°	119.2862°	4.22	26.15095°	119.2862°	9.65
11	26.15093°	119.2859°	26.15098°	119.2859°	5.35	26.15085°	119.2859°	8.70
12	26.15098°	119.2856°	26.15101°	119.2856°	3.33	26.15097°	119.2856°	3.64
13	26.14976°	119.2852°	26.14978°	119.2852°	1.84	26.14971°	119.2852°	6.16
14	26.14814°	119.2853°	26.14816°	119.2853°	1.82	26.14824°	119.2853°	11.93
15	26.14489°	119.2840°	26.14491°	119.2840°	1.33	26.14489°	119.2840°	2.24
16	26.14576°	119.287°	26.14573°	119.2870°	4.23	26.14570°	119.2870°	7.24
17	26.14562°	119.2871°	26.14560°	119.2871°	4.83	26.14572°	119.2870°	12.05
18	26.14543°	119.2872°	26.14542°	119.2872°	1.27	26.14535°	119.2872°	8.74
平均值 Mean (m)	/	/	/	/	2.40	/	/	6.02

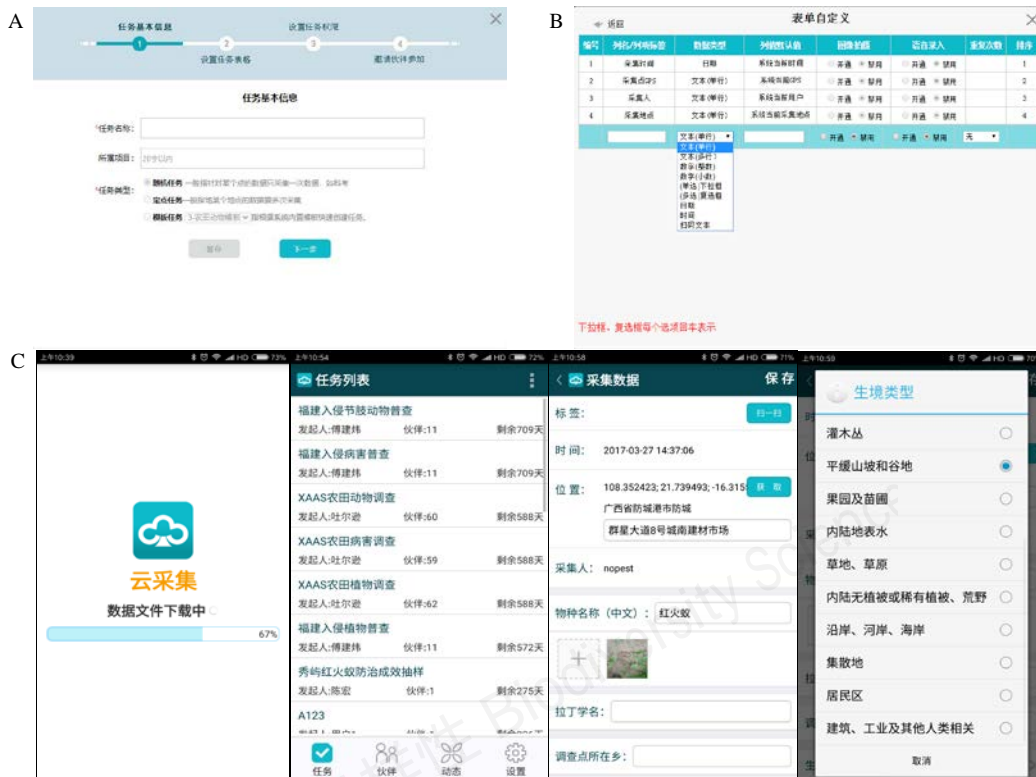


图4 云采集系统用户界面。A: 任务创建界面截图; B: 表单自定义界面截图; C: 数据采集系统界面。

Fig. 4 User interface of the Yuncaiiji data acquirer. A: Screenshot of server-side creating a new task interface; B: Screenshot of server-side data customization interface; C: Screenshots of client-side data acquisition interface.

## 2.3 数据上传、查询与输出

### 2.3.1 数据上传

移动终端采集的数据可以在网络环境下进行批量上传。进入数据列表页面, 浏览已采集的数据列表, 可以获取采集时间、采集地址、采集人、入侵生物名称和数据状态(分为未上传、上传中和已上传), 点击右上角的“上传”按钮, 进入数据批量上传页面(图5), 将数据状态为“未上传”的采集记录及多媒体文件打包上传到服务器端, 并将上传成功的采集记录的数据状态标识为“已上传”。数据上传过程支持断点续传和多线程工作, 不会因为网络中断而发生数据丢失或损坏, 以保证数据传输速度。

### 2.3.2 数据查询与输出

采集的数据通过web服务器端管理软件进行授权数据的在线查询, 支持采集地点、采集时间、采集人等关键词多条件组合查询。其中采集地址查询模块采用“省、市、县3级联动下拉框选项+乡镇村详细地址关键词”组合查询; 采集时间查询模块采用日期控件, 按照日期起止区间进行过滤查询; 采集人查询模块按人名进行精确查询(图6A)。当用户

需要对数据进行个性化处理时, 还可以将数据进行XLS格式或KML格式的批量导出。XLS格式可以用Microsoft Office和WPS Office打开并编辑, KML格式可以被Google Earth和Google Maps识别并显示(图6B)。



图5 云采集软件数据上传系统界面

Fig. 5 Screenshots showing a typical client-side end user data upload workflow of the Yuncai data acquirer

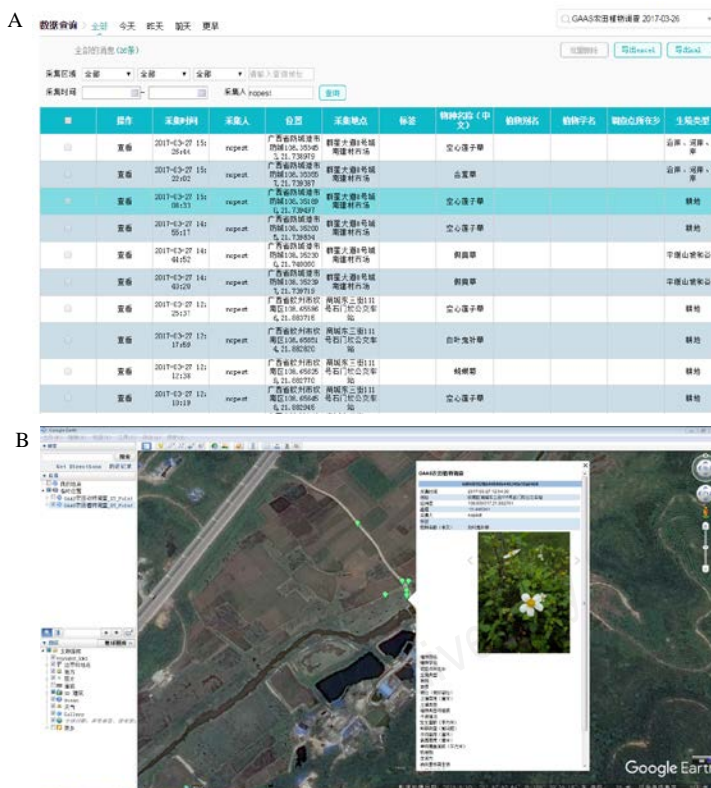


图6 云采集软件数据查询(A)与导出数据在谷歌地球上的显示界面(B)

Fig. 6 Screenshot of the server-side query interface of the Yuncai data acquirer (A) and a sample Google Maps image of a data collection item (B)




### 3 结论

本研究开发的应用系统野外调查“云采集”软件与同类系统(申文明等, 2013; Köhl和Gremmels, 2015; 黄国锐等, 2019)比较具有以下优点: (1)在任务定制上, 设计了数据采集规范的自定义功能, 通过将差异调查指标统一放到一个XML列的方法, 实现了在不修改数据库表结构的情况下, 就可以自己定义数据采集规范, 添加任务采集人, 完成不同应用需求的野外调查数据采集工作; (2)在数据录入上, 设计了用户输入界面可定制的数据录入模式, 支持卫星导航定位自动获取、二维码扫描识别、下拉框选择、拍照、录音等多种数据输入方式, 提高了数据录入工作的效率。

据中国外来入侵物种数据库统计(洗晓青等, 2013), 我国入侵生物种类有500多种, 入侵生物扩散大数据野外调查的数据表格有3类(动物、植物和微生物)24张, 包括调查地点信息表、问卷调查表、物种排查表、普查表、植物样方表等。结合实际工作需求, 依托国家重点研发项目、福建省科技重大专项及福建省红火蚁疫情普查等项目的调查任务, 本研究建立的外来物种入侵大数据采集方法在福建、广西、云南、新疆、北京等省份开展了应用试验。截至2020年7月, 经过3年多的实际应用, 共发起100多个入侵生物扩散大数据野外调查任务, 野外调查“云采集”软件用户安装量1,800多人, 采集的调查数据量达250多万条, 照片超过370 GB。应用结果表明, 利用Android移动终端进行入侵生物信息采集与实时定位, 收集入侵物种信息, 实地拍摄物种生境情况, 使户外数据采集从纸质记载变为精确的数据库记录, 提高了数据统计分析的准确性, 实现了定位、拍照、录入的一体化, 为中国外来入侵物种地理分布信息系统(赵健等, 2016)提供了高质量的监测数据。同时, 本文提出的技术方法同样适用于其他生物多样性野外调查工作, 但是在调查规划中需要根据不同的调查规程、对象和区域, 对分析方法和指标作出相应的调整, 以满足不同调查的需要。

### ORCID

邱荣洲  <https://orcid.org/0000-0002-0905-8386>

赵健  <https://orcid.org/0000-0003-2364-0687>

### 参考文献

- Chen B (2016) Geographic data management, refined route design and precise navigation in biodiversity field surveys. *Biodiversity Science*, 24, 701–708. (in Chinese with English abstract) [陈彬 (2016) 生物多样性野外调查地理信息管理、路线精细设计和精确导航方法. 生物多样性, 24, 701–708.]
- Chen H, Xian XQ, Qiu RZ, Chi MX, Zhao J (2018) Planning and conducting field surveys of invasive alien species based on GIS. *Biodiversity Science*, 26, 44–52. (in Chinese with English abstract) [陈宏, 洗晓青, 邱荣洲, 池美香, 赵健 (2018) 基于GIS的外来入侵植物调查规划与外业实施. 生物多样性, 26, 44–52.]
- Dai SQ, Zhao B (2016) Trends and challenges of ecosystem observations in the age of big data. *Biodiversity Science*, 24, 85–94. (in Chinese with English abstract) [戴圣骐, 赵斌 (2016) 大数据时代下的生态系统观测发展趋势与挑战. 生物多样性, 24, 85–94.]
- Goodchild MF (2007) Citizens as sensors: The world of volunteered geography. *GeoJournal*, 69, 211–221.
- Huang GR, Guo K, Wang SG, Jiang JB (2019) Design and implementation of handheld data acquisition terminal. *Computer Science*, 46, 567–569. (in Chinese with English abstract) [黄国锐, 郭康, 王世贵, 蒋金波 (2019) 一种手持式数据采集终端的设计与实现, 计算机科学, 46, 567–569.]
- Ju RT, Li H, Shih CJ, Li B (2012) Progress of biological invasions research in China over the last decade. *Biodiversity Science*, 20, 581–611. (in Chinese with English abstract) [鞠瑞亭, 李慧, 石正人, 李博 (2012) 近十年中国生物入侵研究进展. 生物多样性, 20, 581–611.]
- Köhl K, Gremmels J (2015) A software tool for the input and management of phenotypic data using personal digital assistants and other mobile devices. *Plant Methods*, 11, 25.
- Luo QQ, Ju RT, Xu Y, Wang F (2011) Development and application of PDA pest real-time monitoring system of urban green space based on Web Service. *Acta Phytologica Sinica*, 38(1), 9–14. (in Chinese with English abstract) [罗卿权, 鞠瑞亭, 徐颖, 王凤 (2011) 基于Web Service的城市绿地有害生物PDA实时监控系统的开发与应用. 植物保护学报, 38(1), 9–14.]
- Millennium Ecosystem Assessment (2005) *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.
- Pan X, Zhang CJ, Wu L, Yan XQ (2020) Spatial-textual correlation analysis based on crowd source geospatial data. *Geomatics and Information Science of Wuhan University*, 45, 1910–1918. (in Chinese with English abstract) [潘晓, 张翠娟, 吴雷, 闫晓倩 (2020) 众源地理空间数据的空间文本相关性分析. 武汉大学学报(信息科学版), 45, 1910–1918.]
- Qiu RZ, Chen X, Chen H, Chi MX, Zhao J (2014) A data



- collection system for ecology and biodiversity investigation of Wuyi Mountain base on Android. *Fujian Journal of Agricultural Sciences*, 29, 188–193. (in Chinese with English abstract) [邱荣洲, 陈晓, 陈宏, 池美香, 赵健 (2014) 基于Android平台的武夷山生态与生物多样性野外数据采集系统. *福建农业学报*, 29, 188–193.]
- Shan J, Qin K, Huang CQ, Hu XY, Yu Y, Hu QW, Lin ZY, Chen JP, Jia T (2014) Methods of crowd sourcing geographic data processing and analysis. *Geomatics and Information Science of Wuhan University*, 39, 390–396. (in Chinese with English abstract) [单杰, 秦昆, 黄长青, 胡翔云, 余洋, 胡庆武, 林志勇, 陈江平, 贾涛 (2014) 众源地理数据处理与分析方法探讨. *武汉大学学报(信息科学版)*, 39, 390–396.]
- Shen WM, Sun ZP, Zhang X, Chu D, Li F, Lü CB (2013) Research and implementation of mobile data collection system for field survey of ecological environment. *Acta Ecologica Sinica*, 33, 7846–7852. (in Chinese with English abstract) [申文明, 孙中平, 张雪, 初东, 李飞, 吕灿宾 (2013) 生态环境移动数据采集系统研究与实现. *生态学报*, 33, 7846–7852.]
- Vankadavath RN, Hussain AJ, Bodanapu R, Kharshiing E, Basha PO, Gupta S, Sreelakshmi Y, Sharma R (2009) Computer aided data acquisition tool for high-throughput phenotyping of plant populations. *Plant Methods*, 5, 18.
- Wan FH, Guo JY, Wang DH (2002) Alien invasive species in China: Their damages and management strategies. *Biodiversity Science*, 10, 119–125. (in Chinese with English abstract) [万方浩, 郭建英, 王德辉 (2002) 中国外来入侵生物的危害与管理对策. *生物多样性*, 10, 119–125.]
- Xian XQ, Chen H, Zhao J, Wan FH (2013) Introduction to the database of invasive alien species in China. *Plant Protection*, 39(5), 103–109. (in Chinese with English abstract) [洗晓青, 陈宏, 赵健, 万方浩 (2013) 中国外来入侵物种数据库简介. *植物保护*, 39(5), 103–109.]
- Zhao J, Chen H, Xian XQ, Qiu RZ, Wang ZH (2016) Development of Web GIS-based geographic distribution system on invasive alien species in China. *Fujian Journal of Agricultural Sciences*, 31, 663–667. (in Chinese with English abstract) [赵健, 陈宏, 洗晓青, 邱荣洲, 王宗华 (2016) 基于Web GIS的中国外来入侵物种地理分布信息系统的设计与开发. *福建农业学报*, 31, 663–667.]
- Zhao QZ, Jin GC, Zhou WJ, Wang CJ, Dai JG (2015) Information collection system for diseases and pests in cotton field based on mobile GIS. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 31(4), 183–190. (in Chinese with English abstract) [赵庆展, 靳光才, 周文杰, 汪传建, 戴建国 (2015) 基于移动GIS的棉田病虫害信息采集系统. *农业工程学报*, 31(4), 183–190.]
- Zhou YC, Hu LL, Shen ZH, Yan BP (2008) Outdoor collection for scientific data based on PDA and its application. *e-Science Technology & Application*, (1), 76–82. (in Chinese with English abstract) [周园春, 胡良霖, 沈志宏, 阎保平 (2008) 基于PDA的野外科考数据采集系统及其应用. *科研信息化技术与应用*, (1), 76–82.]

(责任编辑: 万方浩 责任编辑: 黄祥忠)

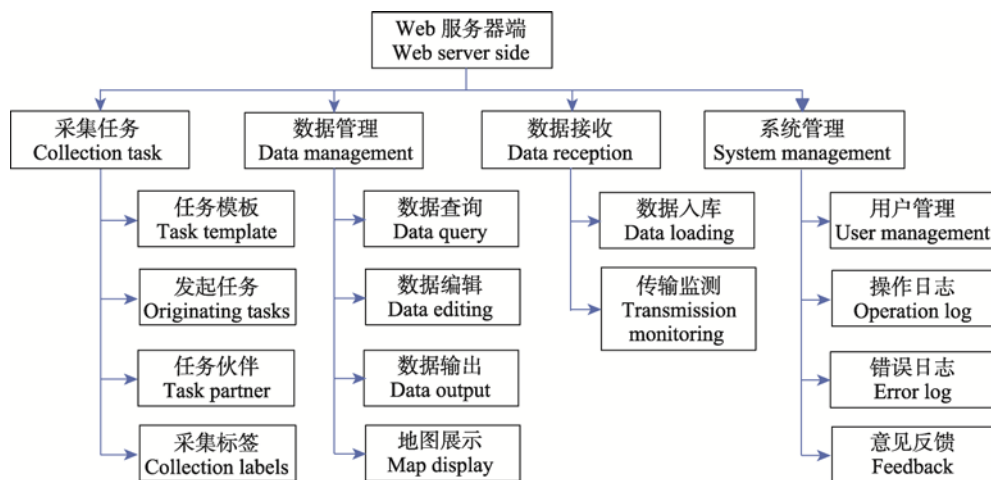
## 附录 Supplementary Material

### 附录1 Web服务器端功能模块组织结构示意图

Appendix 1 Schematic diagram of the organizational structure of the web server module  
<http://www.biodiversity-science.net/fileup/PDF/2021030-1.pdf>

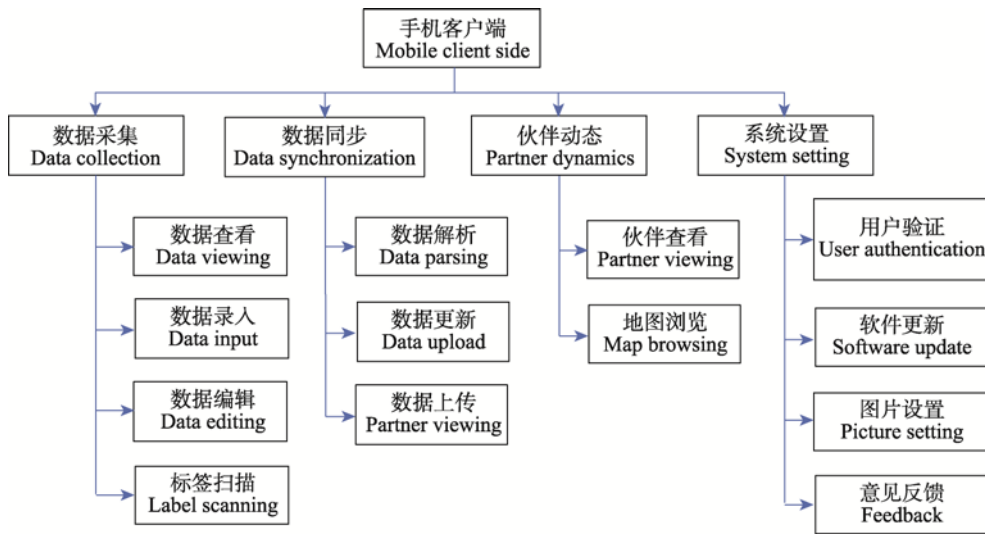
### 附录2 手机客户端功能模块组织结构示意图

Appendix 2 Schematic diagram of the organizational structure of the mobile client module  
<http://www.biodiversity-science.net/fileup/PDF/2021030-2.pdf>



附录1 Web服务器端功能模块组织结构示意图

Appendix 1 Schematic diagram of the organizational structure of the web server module



附录2 手机客户端功能模块组织结构示意图

Appendix 1 Schematic diagram of the organizational structure of the mobile client module



•技术与方法•

# 三种被动式采集方法对甲虫收集效果的比较研究： 以香港城门样地为例

滕备<sup>1,2</sup>, 杨海东<sup>1,3</sup>, 佟一杰<sup>1</sup>, 梁敏轩<sup>4</sup>, 张嘉康<sup>4</sup>, 李英铭<sup>4</sup>, Benoit Guénard<sup>5</sup>,  
白明<sup>1\*</sup>

1. 中国科学院动物研究所动物进化与系统学重点实验室, 北京 100101; 2. 河北大学生命科学学院, 河北保定 071028; 3. 广东省科学院动物研究所, 广州 510260; 4. 香港渔农自然护理署, 香港; 5. 香港大学生物科学学院, 香港

**摘要:** 标本标准化采集是昆虫多样性研究的根本。昆虫种类繁多、习性复杂、分布广泛, 基于不同的研究目标, 昆虫学家会选用不同的采集方法。由于主动式采集方法存在较多干扰因素和重现性差等问题, 以飞行阻隔器(flight interception trap, FIT)、马氏网(Malaise trap, MT)和罐诱(pitfall trap, PT)为代表的被动式采集方法被广泛应用, 并在昆虫多样性研究中展现独特的优势。然而关于这些被动式采集方法的收集特点和采集效果等还缺乏系统性研究。本研究选取香港城门13个样点, 利用上述3种被动式采集方法共156个采集装备开展为期24天的鞘翅目昆虫采集工作, 并通过多样性指数分析、多度分析、体型与食性相关分析、相似性分析以及物种累积曲线分析评估了不同采集方法对甲虫的收集效果。本研究共采集甲虫6,380头, 涉及40科197种, 分析结果显示: (1)采用不同采集方法获得的物种数量和组成存在差异。从科级和种级的数量来看, FIT (36科, 149种) > MT (24科, 79种) > PT (17科, 60种); 在物种组成方面, FIT与PT之间、MT与PT之间区别较大, FIT与MT对应的物种相似度稍高于前两组。(2)多样性指数和物种多度分布分析显示: 丰富度指数为FIT > MT > PT, 优势度指数为FIT > PT > MT, 多样性指数为MT > FIT > PT, 均匀度指数为MT > PT > FIT。3种方法采集到的甲虫个体数为1头的种较多, 个体数超过1头的种在时间和空间方面的分布较广, 优势科的种类较少, 但其个体数占总个体数的比例较高。(3) FIT和PT均采集到了6类食性的甲虫, 其中藻食性的缨甲科甲虫仅见于FIT和PT采集方法。(4)物种累积曲线的结果表明3种采集方法效果均较好。3种采集方法各有特点, 但FIT采集的综合效果最优。FIT和MT两种方法的结合提升了采集甲虫的种类、食性和体型等方面的覆盖度, 更利于对甲虫多样性及类群与生态环境功能互作的研究。3种方法所收集到的甲虫存在一定差异, 因此可以针对不同研究目的选取适宜的采集方式。

**关键词:** 甲虫; 多样性; 飞行阻隔器; 马氏网; 罐诱; 城门

滕备, 杨海东, 佟一杰, 梁敏轩, 张嘉康, 李英铭, Benoit Guénard, 白明 (2021) 三种被动式采集方法对甲虫收集效果的比较研究: 以香港城门样地为例. 生物多样性, 29, 1386–1395. doi: 10.17520/biods.2021050.

Teng B, Yang HD, Tong YJ, Leung MH, Cheung KH, Lee YM, Guénard B, Bai M (2021) A comparative study on the collection effectiveness of beetles by three passive acquisition methods in Shing Mun (Hong Kong). Biodiversity Science, 29, 1386–1395. doi: 10.17520/biods.2021050.

## A comparative study on the collection effectiveness of beetles by three passive acquisition methods in Shing Mun (Hong Kong)

Bei Teng<sup>1,2</sup>, Haidong Yang<sup>1,3</sup>, Yijie Tong<sup>1</sup>, Manhin Leung<sup>4</sup>, Kahong Cheung<sup>4</sup>, Yingming Lee<sup>4</sup>, Benoit Guénard<sup>5</sup>, Ming Bai<sup>1\*</sup>

1 Key Laboratory of Zoological Systematics and Evolution, Institute of Zoology, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101

2 School of Life Sciences, Hebei University, Baoding, Hebei 071028

3 Institute of Zoology, Guangdong Academy of Sciences, Guangzhou 510260

4 Agriculture, Fisheries and Conservation Department, Hong Kong

5 School of Biological Sciences, The University of Hong Kong, Hong Kong

收稿日期: 2021-02-06; 接受日期: 2021-07-29

基金项目: 香港渔农自然护理署专项项目资助、国家科技基础资源调查专项(2019FY100400)、国家自然科学基金(31961143002; 31900317)、中国科学院国际合作局“一带一路”项目和广东省科学院建设国内一流研究机构行动专项资金(2020GDASYL-20200102021; 2020GDASYL-20200301003)

\* 通讯作者 Author for correspondence. E-mail: baim@ioz.ac.cn



## ABSTRACT

**Aims:** The standardization of acquisition methods to collect insect specimens is a major component of insect diversity research. In light of the high species diversity, complex behavior, and wide distribution of insects, numerous active and passive acquisition methods have been developed to achieve different research goals. However, the use of active search acquisition methods is constrained by the presence of many interfering factors and poor reproducibility. Passive acquisition methods, such as flight interception trap (FIT), Malaise trap (MT) and pitfall trap (PT), have been widely adopted in different scenarios and have gradually become the most common methods for conducting insect diversity research due to their unique advantages. Despite their popularity, however, there is a lack of systematic research on the features and collecting effectiveness of these passive acquisition methods.

**Methods:** In this study, 13 sampling points in Shing Mun from Hong Kong, China were monitored in a one-month field survey (sampling frequency of about 2–3 days) using the three passive acquisition methods above (156 sets of equipment in total). These surveys were evaluated to determine each method's effectiveness for the beetle collection.

**Results:** A total of 6,380 beetle specimens of 197 species from 40 families were collected. The results of the study showed that: (1) There is a difference in the effectiveness of beetle collection by each acquisition method. Overall, FIT (36 families, 149 species) was more effective than MT (24 families, 79 species) and PT (17 families, 60 species). Ten families were collected by all the three methods. (2) The analysis of biodiversity indices and species-abundance distribution indicate the following: The richness index was the highest for FIT, followed by MT and PT. The dominance index was the highest for FIT, followed by PT and MT. The diversity index was the highest for MT, followed by FIT and PT. The evenness index was the highest for MT, followed by PT and FIT. The number of species with at least one individual collected by the three acquisition methods was very high. The species with more than one individual collected were widely distributed in time and space. There were fewer species from dominant families, though the total of individuals from these species accounted for a high proportion of all the collected beetles. (3) In terms of feeding habits, both FIT and PT enabled the collection of beetles from six dietary types. Among these, the algae-feeding family Ptiliidae was only collected by these two methods. (4) The plotted species accumulation curve demonstrated increased species discovery in a step-wise manner with gradually deceleration, which reflects the effectiveness of the three methods.

**Conclusions:** Each of the three acquisition methods have unique characteristics, but the comprehensive collection efficiency of FIT was markedly higher than MT and PT. Compared with PT, one of the most used acquisition methods, FIT and MT could enhance the coverage of species-richness, feeding habit, and body size of the beetles collected. This combination of collection methods would be conducive to better understand baseline beetle diversity and to conduct in-depth studies on the ecological functions and interactions of different groups. Furthermore, the beetles collected by each of the three methods were different to some extent, and thus a study's acquisition method should be selected according to the research goal and scientific problem to be addressed.

**Key words:** beetle; diversity; flight interception trap; Malaise trap; pitfall trap; Shing Mun

昆虫形态多样、行为复杂、数量庞大、种类丰富,是生态系统的重要成员,被认为在全球生物多样性中占据重要比重(Samways, 1993; 查玉平等, 2006; 何振等, 2007)。21世纪以来,昆虫生物多样性成为当代生态学及环境科学的研究热点之一(Gaston, 2000; 郭玉永, 2003; Green & Bohannan, 2006; 杨斌等, 2011)。样本收集是研究昆虫多样性的重要基础。常见的昆虫采集方法通常分为主动式和被动式,主动式采集方法包括扫网法、振落法、解剖朽木法等(杨集昆, 1958),因其采集装备较为简单、便于携带而被广泛使用。被动式采集方法可重复性高、采集数量多、样本溯源精确,近些年来受到国内外研究者的关注(周红章等, 2014; 张珍,

2016; 董会等, 2017),被广泛用于基于样地的特定科学问题研究。罐诱法(pitfall trap, PT)是最为传统的被动式采集方法之一,因其成本低、设计简单成为常用的昆虫采集方法(Martin, 1978; Mühlenberg, 1989)。然而,罐诱法通常只能采集到生活于地表的无脊椎动物(如步甲、马陆等),无法对大部分具有飞行能力的昆虫做到精准监测。因此,其他被动式采集工具在昆虫多样性的研究中也逐渐得到应用,如马氏网(Malaise trap, MT)、飞行阻隔器(flight interception trap, FIT)、吸虫塔、毒杀喷雾、冠层塔吊等(邵天玉等, 2015)。其中成本低廉、使用方便的马氏网和飞行阻隔器应用最为广泛,但后者在国内的报道较少(杨宗武等, 2009; 聂瑞娥等, 2017)。综

上所述, 在昆虫多样性研究日益重要且中国昆虫多样性研究广泛开展的背景下, 我们有必要对不同的采集方式进行综合对比, 以期为今后的昆虫多样性研究提供思路方法。

在全球定点布设长期样地, 定量评估昆虫多样性与环境之间的关系具有重要意义。在此背景下, 经中国科学院动物研究所白明研究员与英国自然历史博物馆Alfried Vogler教授研讨, 最终与诸多同行共同提出了“SITE100 (Site-based, Insects, Taxonomy, Environment, 100)”国际大科学计划(详见项目网站<https://www.site100.org/>)。项目计划在全球选定100个大样地, 探究全球昆虫多样性格局。香港城门样地是继秦岭样地之后的中国第二个SITE100样地, 同时项目组正在建设南岭样地及布局其他SITE100样地。因此开展被动式采集方式的比较对于探究全球昆虫多样性格局研究也具有十分重要的现实意义。

鞘翅目昆虫俗称甲虫, 是昆虫纲最大的类群, 全球已知约38万种, 地理分布十分广泛, 在地球上的任何角落几乎都可见到它们的身影(郭玉永, 2003;

元东明, 2012)。甲虫多样的栖息环境和生活史导致不同类群所处的生态位和生存空间各不相同, 因此甲虫采集方法的选择和设定在多样性调查中十分重要。但采集方法上的限制导致国内针对甲虫的多样性调查研究多集中于活跃在地表或飞行能力较弱的种类, 对于不同高度空间中活跃的甲虫类群的了解尚少(李巧等, 2008; 张越等, 2014)。本文以鞘翅目昆虫作为研究对象, 使用飞行阻隔器、马氏网和罐诱3种被动式采集方法组成的立体式采集装备集群, 覆盖范围从地表到半高空, 同时基于丰富度、均匀度、优势度、多度分布等指标比较3种采集方法所收集甲虫的食性、体型、个体数、物种数等方面的相似性和差异性, 从而评估不同方法的收集效果。

## 1 材料与方法

### 1.1 甲虫的采集及鉴定

香港城门郊野公园群山环绕, 占地1,400 ha (方小山等, 2011)。研究选取城门郊野公园样地(约1 km<sup>2</sup>)内的13个采样点进行为期24 d (2017年5月23

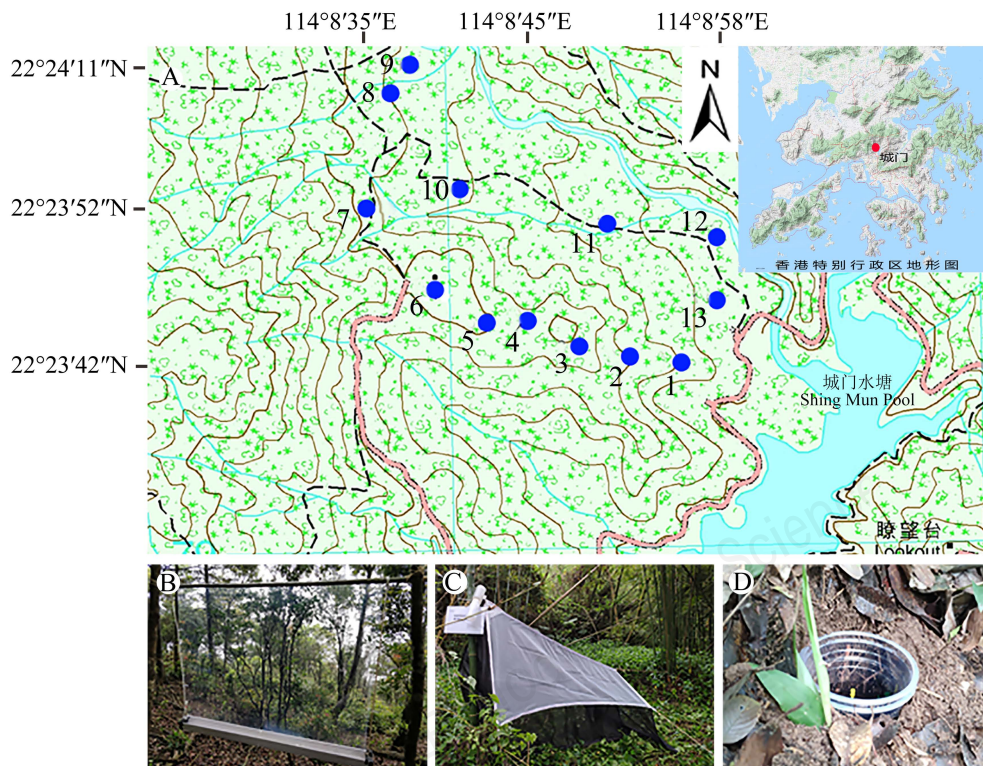


图1 香港城门样地采集样点和3种被动式采集方法。A: 样点位置(圆点标注); B: 飞行阻隔器; C: 马氏网; D: 诱罐。

Fig. 1 The sampling points in Shing Mun, Hong Kong and the three passive acquisition methods. A, Layout of sampling points (dots indicated); B, Flight interception trap; C, Malaise trap; D, Pitfall trap.



日至6月16日)的甲虫多样性调查(图1A), 每个样点设置1套飞行阻隔器(图1B)、1套马氏网(图1C)和10个诱罐(图1D), 样点间的平均间距为100 m, 基本达到了对样地生境的全面覆盖。实验组人员每隔2 d对各样点的标本进行收集, 标本保存于无水乙醇中, 参考李鸿兴等(1987)、郑乐怡和归鸿(1999)以及王玉等(2009)进行初步鉴定, 进一步的分类鉴定由国内外相关专家或学者完成。

飞行阻隔器在国外使用较早, 是一种针对飞行能力较强的昆虫的简单高效采集设备(Chung, 2004; Lamarre et al, 2012; Seibold et al, 2016)。本研究探索出了一套符合我国实际情况的飞行阻隔器, 将国外常用的由深色或黑色尼龙网制成的长方形纱网改成聚氯乙烯(polyvinyl chloride, PVC)屏幕。这种屏幕透明且光滑, 很难被飞行中的昆虫察觉, 从而使昆虫在飞行过程中撞击屏幕掉入到下方的收集槽中。槽内盛放相关药品, 根据研究目的选取不同的药剂配方: 盐水(5 mmol/L NaCl溶液)收集用于形态研究的标本; SDS和EDTA的混合液或高浓度的酒精收集用于分子生物学的昆虫标本, 该类药品能有效抑制DNA的降解(聂瑞娥等, 2017)。飞行阻隔器架设在山谷间的道路、溪流且靠近森林的昆虫的飞行通道上方, 安置地点设置两个牢固的支撑点用于固定外展PVC屏幕的长竹竿。同时, 本研究加大了水槽的尺寸, 改进后的飞行阻隔器能适应更多的生境, 采集效果较好。

马氏网是Townes型, 材料为100目的尼龙丝网, 整体构造类似一座尖顶房屋, 顶部一侧高一侧低, 底部为长方形(王章训等, 2021)。收虫器置于最高处, 里面放置无水乙醇, 安装位置通常在昆虫主要活动区域。

诱罐布设在植被茂盛且落叶层较厚, 或者靠近溪流的较为平坦的地带。每个样点的10个诱罐的间距不等, 但尽量选择安置在小生境良好的地点。具体操作如下: 在地面挖一个与广口塑料杯深度相同(高20 cm, 口径10 cm)的坑; 将无盖的广口塑料杯置于坑内, 杯沿与地面齐平, 杯内放置无水乙醇和蜂蜜或腐肉的混合物; 在广口杯上方距瓶口约1/4处打上小孔, 防止因雨水注满导致标本流失(元东明, 2012)。

## 1.2 多样性分析

按照不同的采集方法和样点对标本的种类和

个体数量进行统计(在科级水平下, 没有定种名的标本按照顺序以形态种1, 2, 3, ..., N命名), 采用丰富度指数、多样性指数、均匀度指数、优势度指数和相似性系数来分析3种采集方法的效果, 计算公式如下(马克平和刘玉明, 1994; 孔凡洲等, 2012; 张姗等, 2015):

Margalef丰富度指数( $R$ ):

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

Shannon-Wiener多样性指数( $H'$ ):

$$H' = -\sum P_i \ln P_i \quad (i = 1, 2, \dots, S) \quad (2)$$

Pielou均匀度指数( $J$ ):

$$J = H' / H_{\max}; H_{\max} = \ln S \quad (3)$$

Berger-Parker优势度指数( $D$ ):

$$D = N / N_i \quad (4)$$

Jaccard相似性系数( $C_j$ ):

$$C_j = c / (a + b - c) \quad (5)$$

式中,  $S$ 为种类数,  $N$ 为其中一种方法采集到的甲虫总个体数,  $P_i$ 为第 $i$ 种的个体数占总个体数的比值,  $N_i$ 为采集到的甲虫所有种的总个体数。在相似性系数公式中:  $a$ 为方法A所采集的物种数,  $b$ 为方法B所采集的物种数,  $c$ 为方法A和B共同采集的物种数,  $C_j$ 的值为0–0.25时为极不相似; 0.25–0.50时为中等不相似; 0.50–0.75时为中等相似; 0.75–1.00时为极相似(Jaccard, 1912)。

## 1.3 食性和体型分析

依据张兵兰等(2004), 将甲虫的食性划分为6类(蛀木性、菌食性、捕食性、腐食性、植食性、藻食性)。选取每种甲虫的高清背面照片对体长和体宽进行测量, 在SPSS 16.0软件中以3种采集方式所采集甲虫的体长值和体宽值数据分组作为横坐标, 体长值和体宽值作为纵坐标绘制箱型图。

## 1.4 多度分布

设定0–7共7个级别作为标尺倍程进行数据并组, 倍程对应甲虫个体数为1、2–4、5–13、14–40、41–121、122–364、365–1,093头的范围, Y轴为普通算数坐标轴。即X坐标轴表示甲虫个体数, Y坐标轴表示甲虫物种数, 根据并组后的数据进行物种多度分布曲线的绘制(张胜勇等, 2008; 尚素琴等, 2020)。

## 1.5 物种累积曲线

通过物种累积曲线(species accumulation curve)

对采样是否充分进行判断(Moreno & Halffter, 2001)。如果曲线一直急剧上升说明采样不充分, 如果曲线先是急剧攀升然后逐渐舒缓变为一条渐近线则说明采样充分, 所获数据可以继续后续的分析(Ugland et al, 2003; 李巧, 2011)。本研究基于Estimate S 9.1.0软件, 使用多度的估计量(abundance-based coverage estimator, ACE)和盖度的估计量(incidence-based coverage estimator, ICE)并结合实际采样中的物种数量来评估3种方法采样是否充分(Chao et al, 2005)。

## 2 结果

### 2.1 3种被动采集方式获得的甲虫多样性

本次调查共采集到甲虫6,380头, 隶属于40科。3种方法采集甲虫的科数、物种数、个体数以及多样性指数均存在较大差异(图2)。丰富度指数为FIT > MT > PT; 优势度指数为FIT > PT > MT; 多样性指数为MT > FIT > PT; 均匀度指数为MT > PT > FIT。科数和物种数均为FIT > MT > PT; 个体数为FIT > PT > MT。有10个科在3种采集方法中均有出现, 即大草甲科、花蚤科、露尾甲科、毛草甲科、拟球科、象甲科、叶甲科、隐翅虫科、隐唇甲科及长角象科, 其中象甲科的物种丰富度及采集到的个体数最高。卷象科、瓢虫科、天牛科和泽甲科只出现在马氏网法采集中。而捕蠹科、出尾扁甲科、姬草甲科、皮蠹科、皮坚甲科、薪甲科、阎甲科、幽甲科、长草甲科仅在飞行阻隔器采集中出现。

### 2.2 3种被动采集方式获得的甲虫的体型数据

FIT和MT所采集到的甲虫的体长和体宽值之

间差别较小, 参数基本分布于同一区间, 而PT采集的甲虫体长和体宽的平均值均低于FIT和MT(图3A, 3B)。

### 2.3 3种被动采集方式获得的甲虫食性

本次调查采集到的甲虫以蛀木性(9科)、菌食性(9科)、捕食性(8科)、腐食性(8科)为主, 植食性(5科)次之, 藻食性(1科)较少。

3种方法采集到的甲虫食性组成有所差异(图3C)。FIT和PT均采集到了6类食性甲虫, 而马氏网未采集到藻食性甲虫。其中飞行阻隔器采集的标本中, 每种食性对应的科级数量最多, 尤其是菌食性甲虫; 马氏网的采集效果在植食性甲虫、蛀木性甲虫和捕食性甲虫中科级数量上高于罐诱法, 与飞行阻隔器的采集效果相似; 罐诱的采集效果在菌食性甲虫和腐食性甲虫的科级数量上高于马氏网; 藻食性的甲虫(缨甲科)只出现在飞行阻隔器和诱罐中。

### 2.4 甲虫群落物种-多度分布

3种采集方法的甲虫群落物种-多度曲线(图3D)表明: 个体数为1头的稀有种较多, 部分甲虫类群采集到的个体数较多但是种类却相对较少, 优势类群的个体数更多。

### 2.5 3种方法采集的甲虫群落相似性分析

FIT和PT、MT和PT的相似性系数均在0–0.25范围内, 为极不相似; FIT和MT的相似性系数在0.25–0.50范围内, 为中等不相似(图4)。

### 2.6 物种累积曲线结果分析

基于调查的样点数和采集到的物种数, 3条曲线都是先急剧攀升然后再逐渐舒缓(图5)。另外在FIT(图5A)、MT(图5B)和PT(图5C)3种方法下, 丰

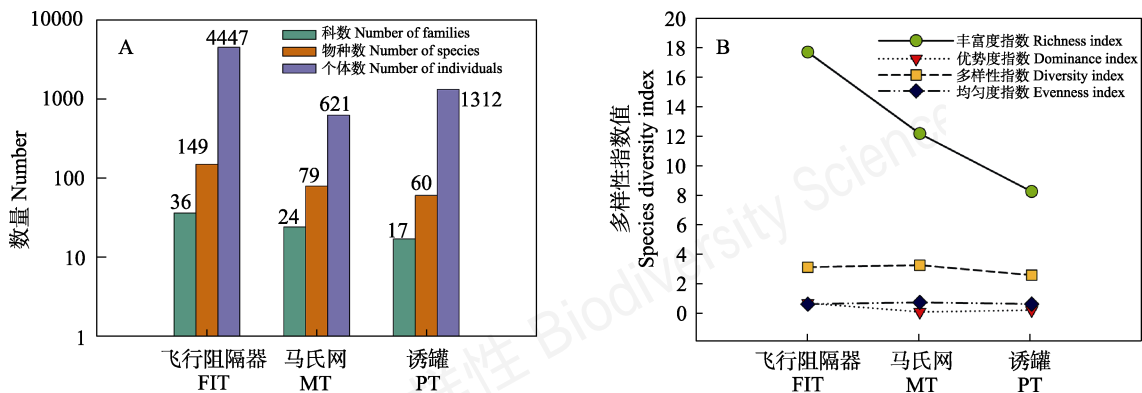


图2 3种采集方法采集的甲虫多样性统计。A: 科数、物种数及个体数; B: 多样性指数。

Fig. 2 Diversity statistics of beetles collected by three collection methods. A, Number of beetle families, species and individuals; B, The diversity indices of beetles. FIT, Flight interception trap; MT, Malaise trap; PT, Pitfall trap.



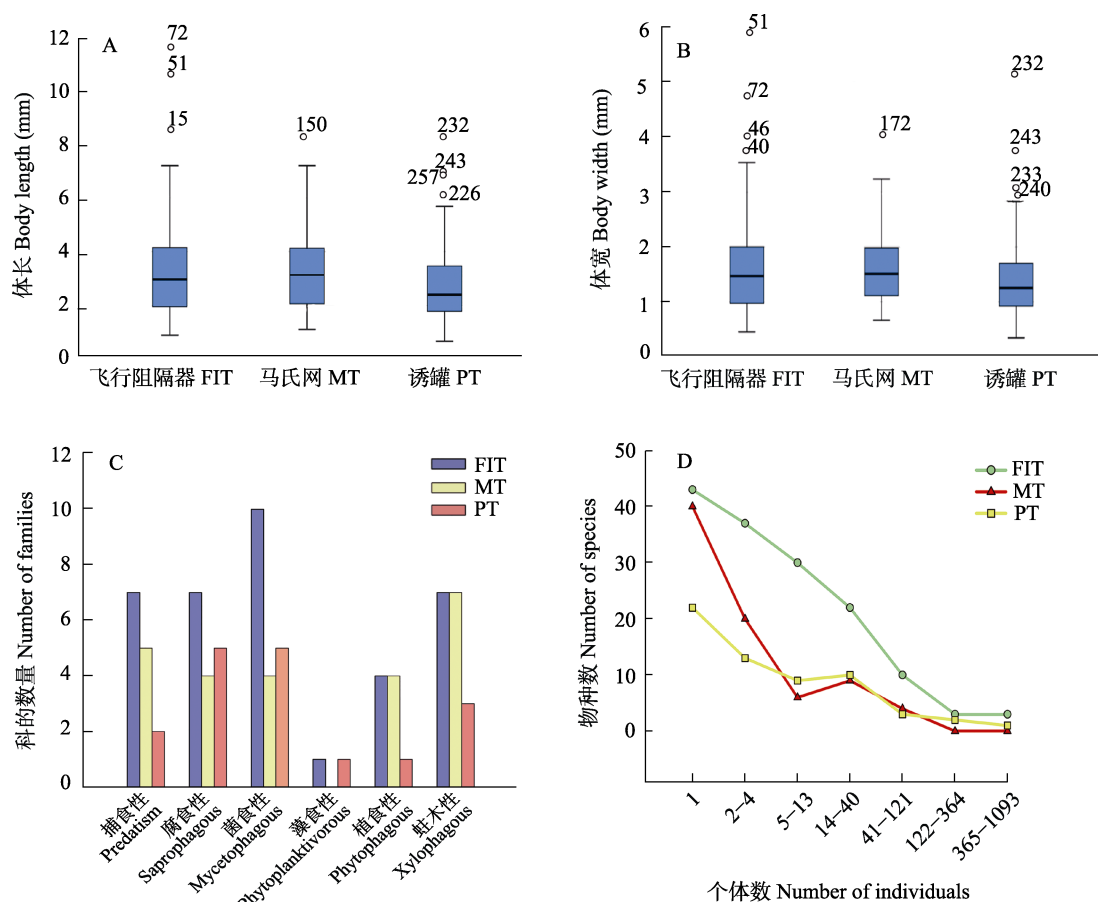


图3 3种采集方法采集的甲虫基于体长(A)、体宽(B)、食性(C)和物种多度(D)的比较研究。A和B图中的数字表示体型异常值对应的标本编号。

Fig. 3 Comparison of the body length (A), body width (B), feeding habit (C) and species abundance (D) among beetles collected by the three methods. The numbers in figures A and B represent specimen numbers corresponding to body size outliers. FIT, Flight interception trap; MT, Malaise trap; PT, Pitfall trap.

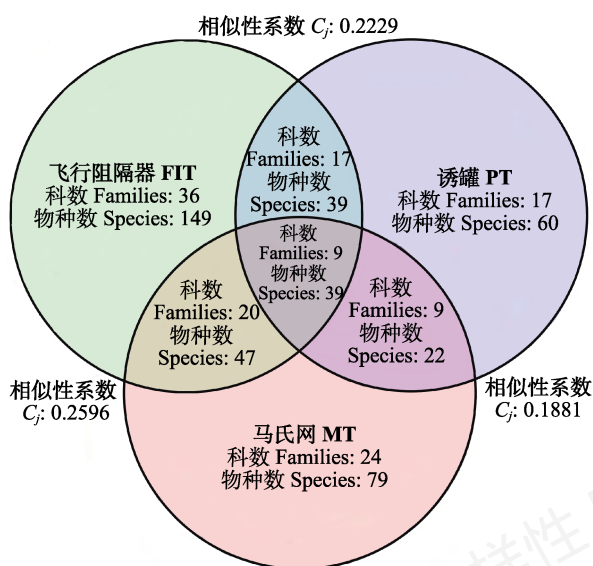


图4 3种方法采集的甲虫科数和种数的相似性  
Fig. 4 Similarity of beetle family and species among the three sampling methods. FIT, Flight interception trap; MT, Malaise trap; PT, Pitfall trap.

丰富度的估计量和盖度的估计量分别为149和149.33、79.17和80、60和80,而在实际采集中,飞行阻隔器采集到149种,马氏网采集到79种,诱罐采集到60种,分别占估计量的100%。

### 3 讨论

#### 3.1 不同采集装备采集效果比较

我国有关飞行阻隔器的正式应用和报道较少(杨宗武等, 2009; 聂瑞娥等, 2017)。聂瑞娥等(2017)在SITE100秦岭样地中采用了飞行阻隔器,结果表明该装置对膜翅目、鞘翅目、双翅目等有良好的收集效果。在国外,飞行阻隔器的应用较早且广泛。Masner和Goulet (1981)利用飞行阻隔器捕捉膜翅目昆虫,效果显著; Hill和Cermak (1997)利用飞行阻隔器拦截澳大利亚森林树冠层的鞘翅目昆虫,效果较为理想; Campos等(2000)对巴西的膜翅目等昆虫的

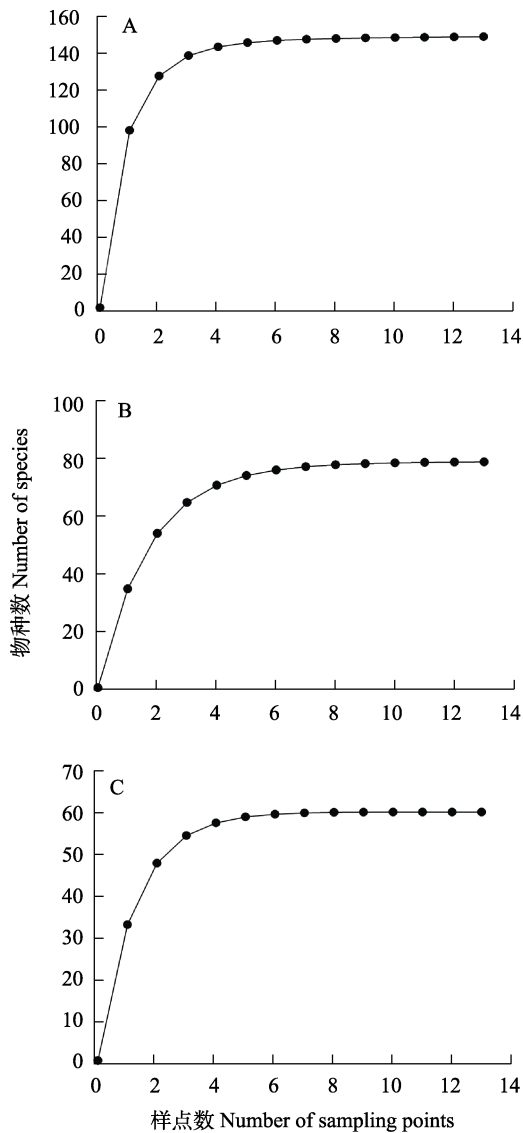


图5 3种方法下基于样点数的物种累积曲线。A: 飞行阻隔器; B: 马氏网; C: 诱罐。

Fig. 5 Species accumulation curves based on number of sampling points under three methods. A, Flight interception trap; B, Malaise trap; C, Pitfall trap.

飞行阻隔器拦截效果进行了比较,发现采用黄色托盘的飞行阻隔器效果更好,能采集到的昆虫种类更多;美国西弗吉尼亚大学(Dobony & Edwards, 2001)用丙烯酸透明玻璃制作飞行拦截网,研究表明该装置几乎对所有目的昆虫都能有效拦截;Chung (2004)在马来西亚用飞行拦截网在热带雨林进行昆虫垂直分层采集研究,采集到的昆虫的多样性十分丰富。

van Achterberg (2009)的研究表明,马氏网对双翅目、鳞翅目和膜翅目等昆虫的收集效果较好。但马氏网对于碰到障碍物时掉落的昆虫(如具假死性

的甲虫)或向下飞行的昆虫(如蛛蜂)的采集效果不够理想(杨宗武等, 2009)。周红章等(2000)在湖北神农架自然保护区主要采用罐诱法结合扫网和灯诱法进行昆虫采集,该调查结果显示膜翅目和鞘翅目是此次调查中昆虫纲数量最丰富的两个目;膜翅目以蚁科最为丰富,而鞘翅目中数量最丰富的类群是隐翅虫科、步甲科和叶甲科。何振等(2007)采用罐诱法对八大公山油茶林和亚热带天然次生林的节肢动物进行采集和研究,结果显示弹尾目、蜚蠊目为优势类群,膜翅目的蚁科和鞘翅目的步甲科为常见类群。目前还缺少对于3种被动采集装备(飞行阻隔器、马氏网和诱罐)所构成的立体装备集群的采集效果的研究,因此本研究对3种被动采集方法的甲虫采集效果进行比较,并对野外采集提供一定的参考价值。

从本次调查采集的科级水平来看,部分类群的捕获伴随着采集方法的专属性,飞行阻隔器和马氏网法弥补了罐诱法所不能采集到的19个科。从所采集甲虫样本的食性方面分析,本次调查与香港嘉道理农场次生林区的甲虫调查结果存在较大差异(张兵兰等, 2004),尽管两个样地的地理位置相距不远,气候条件基本一致,但是本次新增采集到的菌食性和捕食性甲虫约占总体的40%。本次研究中菌食性和捕食性甲虫的大量增加可能与采集方法的不同有关,嘉道理农场次生林区的采集工作主要通过碰撞诱捕网和黑光灯诱集完成,所以针对一些飞行能力较强的捕食性甲虫和喜欢爬行或躲藏在菌物上的菌食性甲虫的采集效果不理想;与此同时,我们发现马氏网对于藻食性的甲虫(如缨甲科)的采集效果较差,通过飞行阻隔器和罐诱可以弥补这方面的采集缺陷。

通过对甲虫的个体数、物种数、体型等方面的比较可以看出,飞行阻隔器对善于飞行的大型甲虫的采集效果较好,如腐食性和蛀木性的甲虫;马氏网能够采集到许多在夜间飞行但无趋光性的甲虫,可以弥补夜间灯诱法不能采集到的甲虫类群;罐诱法能够采集到一些喜欢在地表爬行的甲虫,如拟步甲科和象甲科,这些类群多数种类的后翅退化,不具有飞行能力或飞行能力弱(任国栋和于有志, 1999; 黄人鑫, 2005)。通过对本研究3种方法采集到的甲虫的体型进行分析发现,飞行阻隔器和马氏网采集的甲虫体型较大,而诱罐所收集的甲虫体型较小。从

种类的角度来看, 飞行阻隔器和马氏网采集到的甲虫种类存在差异, 原因可能是由于两种设备安装高度不同, 造成空间上的差异。飞行阻隔器安装高度通常高于马氏网, 因此采集到的样本多为飞行能力强、飞行高度较高的甲虫。马氏网主要用于拦截靠近地面飞行或爬行的甲虫。罐诱法安装最为简单, 便于携带, 且布置点容易选择, 因此对爬行类昆虫具有较好的收集效果, 该方法的使用度较高, 在本研究中采集到了大量的小蠹和隐翅虫。同时, 物种累积曲线结果反映出在3种方法下采集到甲虫的试验抽样量充分, 说明本次采集的甲虫标本的数量足够, 可以进行后续多样性分析。结合上述研究以及此次城门甲虫采集效果来看, 在进行物种多样性调查时应采取多方法相结合、相补充的方式进行, 以满足对不同生境下昆虫取样的充分性。

### 3.2 3种采集装备在城门样地调查的不足之处

本次调查仍存在一些不足: (1)采集时间较短, 季节单一。本研究仅在5月进行了为期24天的采样, 而其他月份香港城门甲虫的物种多样性或组成结构依然亟需补充; (2)虽然罐诱法能够采集到许多地表爬行的甲虫, 但是对于栖息在地表或地下层, 生活隐蔽或几乎不在地表活跃的甲虫(如土壤内或落叶层, 苔藓内)采集的种类和个体数量较少; (3)本研究开展期间恰逢大量风雨天气, 气候不稳定, 可能对采集效果产生较大影响。因此该调查结果并不能全面地反映城门地区的甲虫多样性。




### 3.3 展望

在进行昆虫物种多样性研究时, 不同采集方法所采集的昆虫类群以及各项多样性指标均有差异(Ades & Dudgeon, 1999)。依据不同昆虫类群自身的特点和习性来选择采集方法, 多种方法综合运用才能使采集效果更好。除此以外, 还应考虑研究调查的目的和采集点的实际环境情况, 灵活制定采集方式, 并对采集设备进行调整和改进, 以适应具体的研究内容。本研究首次对该地区甲虫进行了系统性探究, 积累了许多宝贵的经验, 本研究同时也为“SITE100”国际大科学计划贡献了一些数据, 未来还需进行进一步的研究和探索, 以期获得中国香港样地昆虫多样性格局的全貌。3种采集方法除了可以收集甲虫以外, 还可以收集到一些其他动物, 包括一些其他目的昆虫以及钩虾、蛙类、蜥蜴、小型哺乳动物(如鼯鼠、蝙蝠)等非昆虫类群, 故这3种被

动采集方法的采集效果有待在更多动物类群、更多采集地点进行试验, 对于未来生物多样性评估试验同样具有重要意义。

**致谢:** 感谢香港渔农自然护理署的陈坚峰先生、叶彦博士以及甲虫工作小组的同事在香港昆虫多样性调查工作中的大力支持和帮助。感谢中国科学院动物研究所杨星科研究员、聂瑞城博士、路园园博士、杨美霞博士、陈炎栋、贺旭、阮用颖、李猷、李露露和河北农业大学卢威成在标本采集、整理、数据收集和文稿撰写等方面提供的帮助。此外, 杨玉霞、梁红斌、刘万岗、林美英、贾凤龙、高传部、彭中、宋晓斌、殷子为、王兴民、苑彩霞、王志良、李学燕、边冬菊、刘蓝玉、李开琴、周润等老师提供了标本鉴定方面的帮助, 在此一并感谢。

### ORCID

滕备  <https://orcid.org/0000-0002-1566-0525>  
 佟一杰  <https://orcid.org/0000-0002-6938-9865>  
 白明  <https://orcid.org/0000-0001-9197-5900>

### 参考文献

- Ades GWJ, Dudgeon D (1999) Insect seasonality in Hong Kong: A monsoonal environment in the northern tropics. *Memoirs of the Hong Kong Natural History Society*, 22, 81–97.
- Campos WG, Pereira D, Schoereder JH (2000) Comparison of the efficiency of flight interception trap models for sampling Hymenoptera and other insects. *Anais da Sociedade Entomológica do Brasil*, 29, 381–389.
- Chao A, Chazdon RL, Colwell RK, Shen TJ (2005) A new statistical approach for assessing similarity of species composition with incidence and abundance data. *Ecology Letters*, 8, 148–159.
- Chung AYC (2004) Vertical stratification of beetles (Coleoptera) using flight interception traps in a lowland rainforest of Sabah, Malaysia. *Sepilok Bulletin*, 1, 29–41.
- Dobony CA, Edwards JW (2001) A new flight interception trap for arthropod sampling. *Entomological News*, 112, 217–220.
- Dong H, Yang GL, Kong LG, Zhang WG (2017) Collection, production and preservation of insect specimen. *Laboratory Science*, 20(1), 37–39. (in Chinese with English abstract) [董会, 杨广玲, 孔令广, 张卫光 (2017) 昆虫标本的采集、制作与保存. *实验室科学*, 20(1), 37–39.]
- Fang XS, Li YJ, Huang J (2011) Discussion on the characteristics of cultural resources in Hong Kong's country parks and its protection and utilization. *South Architecture*, (3), 27–32. (in Chinese with English abstract) [方小山, 黎



- 英健, 黄杰 (2011) 浅议香港郊野公园人文资源的特色与保护利用. 南方建筑, (3), 27–32.]
- Gaston KJ (2000) Global patterns in biodiversity. *Nature*, 405, 220–227.
- Green J, Bohannan BJM (2006) Spatial scaling of microbial biodiversity. *Trends in Ecology and Evolution*, 21, 501–507.
- Guo YY (2003) The current research state and progress of insect biodiversity. *Sci-Tech Information Development & Economy*, 13(12), 131–132. (in Chinese with English abstract) [郭玉永 (2003) 昆虫生物多样性的研究现状与进展. 科技情报开发与经济, 13(12), 131–132.]
- He Z, Yang DD, Tong XW, Wang BL, Gu ZR (2007) Species diversity of insects in Badagongshan National Nature Reserve of Hunan Province. *Journal of Central South University of Forestry and Technology*, 27(2), 61–65, 82. (in Chinese with English abstract) [何振, 杨道德, 童新旺, 王帮利, 谷志容 (2007) 湖南八大公山自然保护区昆虫物种的多样性. 中南林业科技大学学报, 27(2), 61–65, 82.]
- Hill CJ, Cermak M (1997) A new design and some preliminary results for a flight intercept trap to sample forest canopy arthropods. *Australian Journal of Entomology*, 36, 51–55.
- Huang RX (2005) The Fauna of the Desert Insects of Xinjiang and Its Formation and Evolution. Xinjiang Science and Technology Press, Urumqi. (in Chinese) [黄人鑫 (2005) 新疆荒漠昆虫区系及其形成与演变. 新疆科学技术出版社, 乌鲁木齐.]
- Jaccard P (1912) The distribution of the flora in the alpine zone. *The New Phytologist*, 11, 37–50.
- Kong FZ, Yu RC, Xu ZJ, Zhou MJ (2012) Application of excel in calculation of biodiversity indices. *Marine Sciences*, 36(4), 57–62. (in Chinese with English abstract) [孔凡洲, 于仁成, 徐子钧, 周名江 (2012) 应用Excel软件计算生物多样性指数. 海洋科学, 36(4), 57–62.]
- Lamarre GPA, Molto Q, Fine PVA, Baraloto C (2012) A comparison of two common flight interception traps to survey tropical arthropods. *ZooKeys*, 216, 43–55.
- Li HX, Sui JZ, Zhou SX, Zhou Q, Sun HG (1987) Key to Insects. China Agriculture Press, Beijing. (in Chinese) [李鸿兴, 隋敬之, 周士秀, 周勤, 孙洪国 (1987) 昆虫分类检索. 中国农业出版社, 北京.]
- Li Q (2011) Species accumulation curves and its application. *Chinese Journal of Applied Entomology*, 48, 1882–1888. (in Chinese with English abstract) [李巧 (2011) 物种累积曲线及其应用. 应用昆虫学报, 48, 1882–1888.]
- Li Q, Gao TP, Zhou XY, Chen YL, Guo WJ (2008) Initial studies of the insect community of *Leucaena leucocephala* plantation in Yuanmou Arid-hot Valley, Yunnan. *Journal of Central South University of Forestry & Technology*, 28, 109–112. (in Chinese with English abstract) [李巧, 高泰平, 周兴银, 陈彦林, 郭文俊 (2008) 云南元谋干热河谷新银合欢林昆虫群落初探. 中南林业科技大学学报, 28, 109–112.]
- Ma KP, Liu YM (1994) Measurement of biotic community diversity. I.  $\alpha$  diversity (Part 2). *Chinese Biodiversity*, 2, 231–239. (in Chinese) [马克平, 刘玉明 (1994) 生物群落多样性的测度方法. I.  $\alpha$ 多样性的测度方法(下). 生物多样性, 2, 231–239.]
- Martin JEH (1978) The Insects and Arachnids of Canada, Part 1: Collecting, Preparing and Preserving Insects, Mites, and Spiders. Canada Department of Agriculture, Canada.
- Masner L, Goulet H (1981) A new model of flight interception trap for some hymenopterous insects. *Entomological News*, 92(5), 199–202.
- Moreno CE, Halffter G (2001) On the measure of sampling effort used in species accumulation curves. *Journal of Applied Ecology*, 38, 487–490.
- Mühlenberg M (1989) Freilandökologie. Quelle & Meyer Verlag, Heidelberg.
- Nie RE, Yang MX, Xue HJ, Yang YR, Tong YJ, Qiu TF, Bai M, Yang XK (2017) The application and effectiveness of a flight interception trap for insect collecting. *Chinese Journal of Applied Entomology*, 54, 530–535. (in Chinese with English abstract) [聂瑞娥, 杨美霞, 薛怀君, 杨御儒, 佟一杰, 邱腾飞, 白明, 杨星科 (2017) 飞行阻隔器在昆虫采集中的应用探究. 应用昆虫学报, 54, 530–535.]
- Qi DM (2012) Diversity of Coleoptera in the south of Mt. Gongga, Jiulong County. *Chinese Journal of Wildlife*, 33(1), 37–41. (in Chinese with English abstract) [齐东明 (2012) 贡嘎山南麓鞘翅目昆虫多样性研究初探: 以九龙县为例. 野生动物, 33(1), 37–41.]
- Ren GD, Yu YZ (1999) The Darkling Beetles from Deserts and Semideserts of China (Coleoptera: Tenebrionidae). Hebei University Press, Baoding. (in Chinese) [任国栋, 于有志 (1999) 中国荒漠半荒漠的拟步甲科昆虫. 河北大学出版社, 保定.]
- Samways MJ (1993) Insects in biodiversity conservation: Some perspectives and directives. *Biodiversity and Conservation*, 2, 258–282.
- Seibold S, Bässler C, Brandl R, Büche B, Szallies A, Thorn S, Ulyshen MD, Müller J (2016) Microclimate and habitat heterogeneity as the major drivers of beetle diversity in dead wood. *Journal of Applied Ecology*, 53, 934–943.
- Shang SQ, Wu XB, Wang ZL, Peng HN, Zhou HL, Zhang HY, Bai YL (2020) Butterfly community structure and species-abundance distribution in different habitats in the Xinglong Mountains National Nature Reserve. *Biodiversity Science*, 28, 983–992. (in Chinese with English abstract) [尚素琴, 吴兴波, 王召龙, 彭鹤年, 周惠丽, 张红勇, 白映禄 (2020) 兴隆山国家级自然保护区不同生境的蝴蝶群落结构与种-多度分布. 生物多样性, 28, 983–992.]
- Shao TY, Wang KQ, Liu XL, Liu SZ, Zhu CD (2015) Current research state and progress of utilizing suction trap for insect biodiversity. *Heilongjiang Agricultural Sciences*, (12), 170–173. (in Chinese with English abstract) [邵天玉, 王克勤, 刘兴龙, 刘思竹, 朱朝东 (2015) 利用吸虫塔研究昆



- 虫生物多样性的现状与展望. 黑龙江农业科学, (12), 170–173.]
- Ugland KI, Gray JS, Ellingsen KE (2003) The species-accumulation curve and estimation of species richness. *Journal of Animal Ecology*, 72, 888–897.
- van Achterberg K (2009) Can Townes type Malaise traps be improved? Some recent developments. *Entomologische Berichten*, 69(4), 129–135.
- Wang Y, Gao GC, Fu BQ, Wu Z (2009) Composition and spatial distribution pattern of ground-dwelling beetle communities in Yeyahu Wetland, Beijing. *Biodiversity Science*, 17, 30–42. (in Chinese with English abstract) [王玉, 高光彩, 付必谦, 吴专 (2009) 北京野鸭湖湿地地表甲虫群落组成与空间分布格局. 生物多样性, 17, 30–42.]
- Wang ZX, Wang F, Wu SY, Wu H, Zhang LP, Miao W (2021) Community structure and diversity of arthropod in shelterbelt of Laogang Comprehensive Utilization Base of Solid Waste. *Journal of Zhejiang Forestry Science and Technology*, 41(1), 82–87. (in Chinese with English abstract) [王章训, 王凤, 吴时英, 吴华, 张丽萍, 缪玮 (2021) 利用马氏网评估老港固体废物综合利用基地防护林节肢动物群落结构及多样性. 浙江林业科技, 41(1), 82–87.]
- Yang B, Wang HF, Hao JX (2011) Study on the diversity of moths under laminate in larch plantation. *Jilin Agriculture*, (9), 85–87. (in Chinese) [杨斌, 王海峰, 郝建秀 (2011) 长白落叶松人工林灯下蛾类昆虫多样性研究. 吉林农业, (9), 85–87.]
- Yang JK (1958) *Collection of Insects*. Shanghai Scientific & Technical Publishers, Shanghai. (in Chinese) [杨集昆 (1958) 昆虫的采集. 上海科学技术出版社, 上海.]
- Yang ZW, Ding SX, Zhang AJ, Hua BZ (2009) A new method of insect acquisition: Flight interception trap. *Shaanxi Journal of Agricultural Sciences*, 55(4), 84–85. (in Chinese) [杨宗武, 丁升选, 张爱娟, 花保祯 (2009) 昆虫采集新方法: 飞行拦截网. 陕西农业科学, 55(4), 84–85.]
- Zha YP, Luo QG, Wang GX, Wu SB, Huang DQ, Deng CS, Wei Q (2006) Community diversity of butterfly in Houhe National Nature Reserve. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 17, 265–268. (in Chinese with English abstract) [查玉平, 骆启桂, 王国秀, 吴少斌, 黄大钱, 邓长盛, 隗权 (2006) 后河国家级自然保护区蝴蝶群落多样性研究. 应用生态学报, 17, 265–268.]
- Zhang BL, Zhang Y, Liao J, Ades GWJ, Liu SJ, Lu WH (2004) Diversity comparisons of beetles (Insecta: Coleoptera) between impact flight trap and ultraviolet light trap in the secondary forest at Kadoorie Farm, Hong Kong. *Biodiversity Science*, 12, 301–311. (in Chinese with English abstract) [张兵兰, 张茵, 廖婕, Ades GWJ, 刘绍基, 卢文华 (2004) 香港嘉道理农场次生林区碰撞诱捕网和黑光灯捕虫器采集所得鞘翅目甲虫多样性比较. 生物多样性, 12, 301–311.]
- Zhang S, Lin F, Yuan ZQ, Kuang X, Jia SH, Wang YY, Suo YY, Fang S, Wang XG, Ye J, Hao ZQ (2015) Herb layer species abundance distribution patterns in different seasons in an old-growth temperate forest in Changbai Mountain, China. *Biodiversity Science*, 23, 641–648. (in Chinese with English abstract) [张姗, 藺菲, 原作强, 匡旭, 贾仕宏, 王芸芸, 索炎炎, 房帅, 王绪高, 叶吉, 郝占庆 (2015) 长白山阔叶红松林草本层物种多度分布格局及其季节动态. 生物多样性, 23, 641–648.]
- Zhang SY, Guo XG, Gong ZD, Zhang LY, Wu D, Wang ZK (2008) Investigation on community ecology and species-abundance distribution of fleas on small mammals in 21 counties of Yunnan, China. *Chinese Journal of Zoonoses*, 24, 518–521. (in Chinese with English abstract) [张胜勇, 郭宪国, 龚正达, 张丽云, 吴滇, 王政昆 (2008) 云南省21县市小兽体表蚤类群落生态及种多度分布. 中国人兽共患病学报, 24, 518–521.]
- Zhang Y, Ren GD, Gao ZH (2014) The analyses of the species diversity and fauna distribution of Coleoptera in Beijing-Tianjin-Hebei of China. *Journal of Environmental Entomology*, 36, 157–165. (in Chinese with English abstract) [张越, 任国栋, 郜振华 (2014) 京津冀地区甲虫物种多样性与区系分布. 环境昆虫学报, 36, 157–165.]
- Zhang Z (2016) A preliminary study on effective collection of plant pest and disease specimens. *China Agricultural Information*, (24), 81–82. (in Chinese) [张珍 (2016) 有效收集作物病虫害标本初探. 中国农业信息, (24), 81–82.]
- Zheng LY, Gui H (1999) *Insect Classification*. Nanjing Normal University Press, Nanjing. (in Chinese) [郑乐怡, 归鸿 (1999) 昆虫分类. 南京师范大学出版社, 南京.]
- Zhou HZ, Yu XD, Luo TH, He JJ, Zhou HS, Ye CJ (2000) Insect abundance and environmental effects in Shennongjia Natural Reserve, Hubei Province. *Chinese Biodiversity*, 8, 262–270. (in Chinese with English abstract) [周红章, 于晓东, 罗天宏, 何君舰, 周海生, 叶婵娟 (2000) 湖北神农架自然保护区昆虫的数量变化与环境关系的初步研究. 生物多样性, 8, 262–270.]
- Zhou HZ, Yu XD, Luo TH, Li XY, Wang FY, Li DE, Zhou YLZ, Zhao CY (2014) Collecting methods and sampling techniques of ground dwelling and predating Carabids and Staphylinids beetles. *Chinese Journal of Applied Entomology*, 51, 1367–1375. (in Chinese with English abstract) [周红章, 于晓东, 罗天宏, 李晓燕, 王凤艳, 李德娥, 周毓灵子, 赵彩云 (2014) 土壤步甲和隐翅虫的采集与田间调查取样技术. 应用昆虫学报, 51, 1367–1375.]

(责任编辑: 陈圣宾 责任编辑: 闫文杰)



•生物编目•

# 拟建川藏铁路(康定至巴塘段)沿线野生鸟兽的红外相机调查

肖宏强<sup>1</sup>, 张永兵<sup>2</sup>, 韦伟<sup>1</sup>, 洪明生<sup>1</sup>, 唐俊峰<sup>1</sup>, 周宏<sup>1\*</sup>, 张泽钧<sup>1\*</sup>

1. 西华师范大学生命科学学院, 四川南充 637009; 2. 四川省唐家河国家级自然保护区管理处, 四川广元 628100

**摘要:** 野生动物调查是开展生物多样性研究和保护的基础。本研究以国家重大工程建设为契机, 于2019年3月至2020年3月, 利用红外相机技术对拟建川藏铁路(康定至巴塘段)沿线的兽类和鸟类进行了初步调查。共布设相机85台, 获得56台相机数据, 累计获得20,440个相机工作日, 共获得独立有效照片3,656张, 其中野生兽类2,571张, 野生鸟类565张。记录到野生兽类与鸟类共57种, 其中兽类26种, 隶属5目12科, 鸟类31种, 隶属4目14科。国家I级重点保护野生动物有5种, 即金钱豹(*Panthera pardus*)、马麝(*Moschus chrysogaster*)、荒漠猫(*Felis bieti*)、黑颈鹤(*Grus nigricollis*)和黄喉雉鹑(*Tetraophasis szechenyii*), 国家II级重点保护野生动物有棕熊(*Ursus arctos*)、猕猴(*Macaca mulatta*)等18种。被IUCN评估为濒危(EN)的物种2种, 即马麝和矮岩羊(*Pseudois schaeferi*); 易危(VU)和近危(NT)的物种分别为7种和5种。被CITES纳入附录I、附录II和附录III的物种分别为7种、8种和4种。兽类中相对多度指数(relative abundance index, RAI)最高的为毛冠鹿(*Elaphodus cephalophus*, RAI = 8.366), 鸟类中相对多度指数最高的为血雉(*Ithaginis cruentus*, RAI = 0.861)。本研究利用红外相机对拟建川藏铁路沿线(康定至巴塘段)非保护区区域进行兽类和鸟类的调查研究, 确定了物种丰富度较高的4处区域, 为后续铁路建设中的保护措施提供了科学依据。

**关键词:** 川藏铁路; 甘孜州; 兽类; 鸟类; 红外相机调查

肖宏强, 张永兵, 韦伟, 洪明生, 唐俊峰, 周宏, 张泽钧 (2021) 拟建川藏铁路(康定至巴塘段)沿线野生鸟兽的红外相机调查. 生物多样性, 29, 1396–1402. doi: 10.17520/biods.2021133.

Xiao HQ, Zhang YB, Wei W, Hong MS, Tang JF, Zhou H, Zhang ZJ (2021) Preliminary report of an infrared camera survey on wild birds and mammals along the proposed Sichuan-Tibet Railway (Kangding-Batang section). Biodiversity Science, 29, 1396–1402. doi: 10.17520/biods.2021133.

## Preliminary report of an infrared camera survey on wild birds and mammals along the proposed Sichuan-Tibet Railway (Kangding-Batang section)

Hongqiang Xiao<sup>1</sup>, Yongbing Zhang<sup>2</sup>, Wei Wei<sup>1</sup>, Mingsheng Hong<sup>1</sup>, Junfeng Tang<sup>1</sup>, Hong Zhou<sup>1\*</sup>, Zejun Zhang<sup>1\*</sup>

1 College of Life Sciences, China West Normal University, Nanchong, Sichuan 637009

2 Tangjiahe National Nature Reserve Management Office, Guangyuan, Sichuan 628100

### ABSTRACT

**Aim:** We aim to investigate the biological inventory of large and medium-sized mammals and ground-dwelling birds along the Sichuan-Tibet Railway (Kangding-Batang section) using camera-trapping techniques.

**Methods:** Eighty-five camera-traps were placed between 3,100 m and 4,400 m a.s.l. from March 2019 to March 2020. The relative abundance index (RAI) was used to evaluate the population sizes of different species.

**Results:** During 20,440 camera-days, 3,656 independent photographs were recorded including 2,571 of mammals and 565 of birds. Twenty-six wild mammal species (5 orders and 12 families) and 31 bird species (4 orders and 14 families) were identified. Five of these species are listed as first-class National Protected Wildlife (*Panthera pardus*, *Moschus chrysogaster*, *Felis bieti*, *Grus nigricollis* and *Tetraophasis szechenyii*), and 18 species are listed as second-class National Protected Wildlife (*Ursus arctos*, *Macaca mulatta*, *Capricornis milneedwardsii*, and others). Two species (*Moschus chrysogaster* and *Pseudois schaeferi*) were listed as Endangered, Seven as Vulnerable and five as Near Threatened according to the IUCN Red List. Seven species were listed as Appendix I, eight as Appendix II and four as

收稿日期: 2021-04-12; 接受日期: 2021-07-14

基金项目: 第二次青藏高原综合科学考察(2019QZKK05010502)和四川省重点研发项目: 川藏铁路重大工程风险识别与对策研究(2019YFG0460)

\* 共同通讯作者 Co-authors for correspondence. E-mail: zhouhong1026@163.com; zhangzj@ioz.ac.cn

Appendix III according to the CITES. The most detected species of mammal was the tufted deer (*Elaphodus cephalophus*, RAI = 8.366), and the most detected species of bird was the blood pheasant (*Ithaginis cruentus*, RAI = 0.861).

**Conclusions:** These findings indicate the Sichuan-Tibet Railway (Kangding-Batang section) has a high species diversity that include rare and endangered species. This study provides an important foundation for further biodiversity investigations.

**Key words:** Sichuan-Tibet Railway; Ganzi Prefecture; mammals; birds; camera-trapping survey

20世纪90年代中期以来, 红外相机技术逐渐成为野生动物资源监测与生态学研究的重要手段(李晟等, 2014; 肖治术等, 2014), 并得到广泛应用。红外相机技术具有非损伤性、隐蔽性强、24小时监测、周期长、成本低以及抗环境干扰能力强等优点(李涛等, 2020), 对调查大中型哺乳动物, 尤其是行踪诡秘、夜行性、数量稀少和外形易于识别的物种更加有效(李佳琦等, 2018)。

川藏铁路起于四川成都, 止于西藏拉萨, 全长1,932.9 km (黄艳磊等, 2015)。在四川境内可分为成雅段和雅昌段, 其中成雅段建成并已通车, 雅昌段在四川境内涉及到的主要区域为四川省甘孜藏族自治州(以下简称甘孜州)。一直以来, 针对甘孜州地区生物多样性调查的研究较少, 且多集中于自然保护区。虽然近年来对境内国家级自然保护区进行过生物本底资源调查(胡茜茜等, 2019; 刘炎林等, 2020)、活动节律(赵栋等, 2019)以及时间生态位(陈超等, 2021)研究, 获得了重要的物种信息数据, 但不足以全面评估该区域野生动物资源分布现状。

基于国家重大工程川藏铁路建设需求, 我们于2019年3月至2020年3月, 在该地区川藏铁路涉及到的施工区域布设红外相机, 以期摸清该段铁路沿线野生动物分布情况, 补充甘孜州地区生物本底资料,

为进一步研究该地区的生物多样性以及环境生态评估提供数据支撑。

## 1 研究方法

### 1.1 研究区域概况

本文研究区域为甘孜州的康定市、雅江县、理塘县、白玉县和巴塘县等地, 属于青藏高原的东南和横断山脉的北段, 地形地貌复杂多样, 高山峡谷纵横, 海拔落差大, 最低海拔1,000 m, 最高海拔7,556 m, 平均海拔3,500 m以上。植被的垂直地带性明显, 植被类型丰富, 从阔叶林到针叶林再到高山灌丛、草甸以及荒漠流石滩, 形成一个完整的垂直带谱。该区域属青藏高原大陆性气候, 气温低、冬季长、日照足, 年平均气温8℃以下, 年降水量400–600 mm, 雨季多在6–9月, 干湿季明显, 日照长, 蒸发量大(彭基泰和周华明, 2000)。林草覆盖率达83.1%, 为野生动物提供了良好的栖息繁衍环境(彭基泰等, 2006)。

### 1.2 红外相机安放

沿拟建川藏铁路的线路走向, 在其中的甘孜州区域铁路工程涉及到的施工区范围2 km内(包括主体工程 and 辅助工程)进行选点布设红外相机(图1), 在非保护区地带选择有动物活动痕迹(卧迹、足迹、

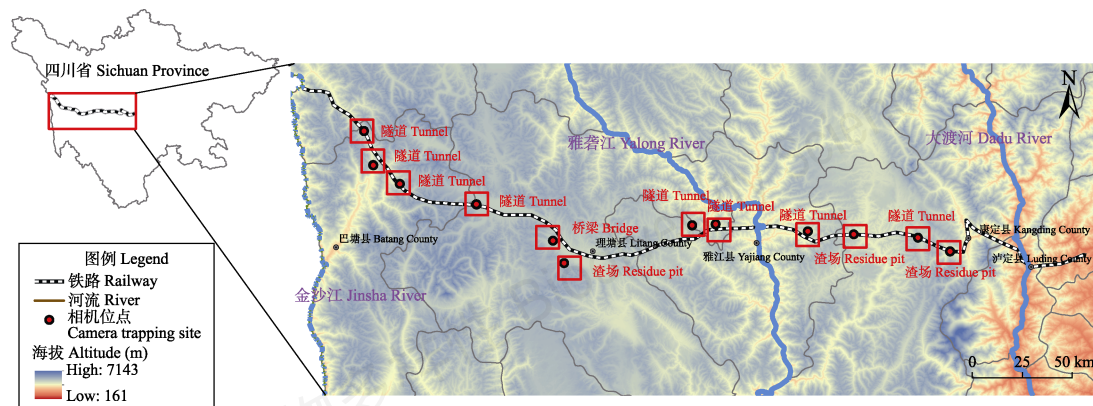


图1 拟建川藏铁路(康定至巴塘段)红外相机布设点的位置

Fig. 1 The location of the infrared camera deployment point of the proposed Sichuan-Tibet Railway (Kangding-Batang section)



粪便等)或者离水源较近的区域设置红外相机点位。相机点位布设在3类12处区域: (1)铁路隧道类型区域: 折多山隧道出口、莫西隧道、高尔寺隧道、雅江八角楼乡、迎金山、巴塘德达乡、松多乡、列衣乡、白玉沙马乡; (2)露天渣场区域: 康定毛家沟、新都桥; (3)桥梁区域: 理塘禾尼乡, 共布设红外相机85台。相邻红外相机直线距离在200–500 m之间, 涉及区域的植被类型为落叶阔叶林、寒温性针叶林和高山灌丛、草甸, 海拔跨度为3,100–4,400 m。相机布设在兽径旁的较高大乔木上, 距地面0.5–1 m, 红外相机安放完成后清除掉相机前方的杂草。记录各相机位点的经纬度坐标、海拔、坡度、坡向、安放时间、植被类型、安放人员以及相机编号等信息(附录1)。红外相机型号为猎科Ltl-6511M, 设置为拍照 + 摄像模式, 先连拍3张, 然后摄像10 s, 灵敏度设置为“低”, 编号为地名 + 数字(如CZ01代表川藏铁路1号相机), 每隔4个月更换1次电池和SD卡。

### 1.3 数据处理与分析

将拍摄到的照片和视频根据内容归为7类: 鸟类、兽类、家畜、工作人员、其他人员、无效照片和其他。统计鸟类和兽类的独立有效照片数并进行物种的识别与鉴定。鸟类的鉴定参考《常见鸟类野外识别手册》(郭冬生, 2007)、《中国鸟类野外手册》(约翰·马敬能等, 2000)和《中国鸟类分类与分布名录(第三版)》(郑光美, 2017), 兽类的鉴定主要参考《中国哺乳动物多样性(第2版)》(蒋志刚等, 2017), 国家重点保护物种参照2021年2月发布的《国家重点保护野生动物名录》并汇总整理鸟类和兽类的名录, 包括保护等级、特有种、IUCN或《中国脊椎动物红色名录》物种、有效照片数以及相对多度指数等信息。所有的数据分析均在SPSS 22.0中进行。

将1台相机在野外连续工作24 h记为1个有效相机工作日, 所有相机拍摄到的第1张野外工作照片(工作照或空白照)和最后一张野外工作照片的日期间隔累计加起来的工作日记为总相机工作日(李晟等, 2014)。为保证数据的有效性, 将同一台相机在30 min内连续拍摄到的同一物种的照片保留数量最多的1张, 记为1张独立有效照片(independent photograph)(胡茜茜等, 2018; 穆君等, 2019)。根据有效照片数量, 分别计算鸟类和兽类的相对多度指数(relative abundance index, RAI)(胡茜茜等, 2018),

计算公式为:  $RAI = \text{物种独立有效照片数} / \text{总有效相机工作日}$ 。

## 2 调查结果

研究区域共安放红外相机85台, 获得56台相机数据, 累计获得20,440个相机工作日, 共获得独立有效照片3,656张(附录2), 其中野生兽类2,571张, 野生鸟类565张, 家畜324张, 工作人员112张, 其他人类干扰照片84张, 56处点位中有19处监测到家畜活动频繁。

### 2.1 兽类组成

共调查到野生兽类5目12科26种(附录3), 其中食肉目最多(13种), 占调查到兽类物种数的50.00%; 其次是偶蹄目(8种), 占30.77%; 最少的兔形目只有1种, 占3.85%。由于相机晚上拍摄的照片模糊且啮齿目动物个体太小, 没有鉴定到种的鼠科动物独立有效照片129张。

记录到的野生兽类中, 有国家I级重点保护野生动物3种: 金钱豹(*Panthera pardus*)、马麝(*Moschus chrysogaster*)和荒漠猫(*Felis bieti*), 占调查到兽类物种数的11.54%; 国家II级重点保护野生动物13种, 即藏酋猴(*Macaca thibetana*)、猕猴(*M. mulatta*)、黄喉貂(*Martes flavigula*)、猯(*Lynx lynx*)、豹猫(*Prionailurus bengalensis*)、棕熊(*Ursus arctos*)、亚洲黑熊(*U. thibetanus*)、狼(*Canis lupus*)、赤狐(*Vulpes vulpus*)、毛冠鹿(*Elaphodus cephalophus*)、水鹿(*Cervus unicolor*)、中华鬣羚(*Capricornis milneedwardsii*)和中华斑羚(*Naemorhedus caudatus*), 占调查到兽类种数的50.00%; 其中, 中国特有种4种, 分别为藏酋猴、荒漠猫、中华斑羚和岩松鼠(*Sciurotamias davidianus*), 占调查到兽类种数的15.38%。在IUCN物种红色名录(2021)(<https://www.iucnredlist.org/>)中, 被列为濒危(EN)的有2种: 马麝和矮岩羊(*Pseudois schaeferi*); 被列为易危(VU)的有7种: 猪獾(*Arctonyx collaris*)、荒漠猫、金钱豹、亚洲黑熊、中华鬣羚、中华斑羚和水鹿; 被列为近危(NT)的有3种: 藏酋猴、香鼬(*Mustela altaica*)和毛冠鹿。被CITES纳入附录I的有5种: 金钱豹、棕熊、亚洲黑熊、中华斑羚和中华鬣羚; 纳入附录II的有7种: 藏酋猴、猕猴、荒漠猫、猯、豹猫、狼和马麝; 纳入附录III的有4种: 黄喉貂、香鼬、花面狸



(*Paguma larvata*) 和喜马拉雅旱獭 (*Marmota himalayana*); 相对多度指数较高的前五个物种分别是: 毛冠鹿(RAI = 8.366)、灰尾兔(*Lepus oiostolus*, RAI = 0.636)、岩松鼠(RAI = 0.631)、中华鬣羚(RAI = 0.607)和野猪(*Sus scrofa*, RAI = 0.504)。

## 2.2 鸟类组成

共调查到鸟类4目14科31种(附录3), 其中雀形目最多(24种), 占所调查鸟类物种数的77.42%; 其次是鸡形目(5种), 占16.13%; 最少的为犀鸟目和鹤形目, 均只有1种, 分别占3.23%。

记录到的野生鸟类中, 有国家I级重点保护野生动物2种: 黑颈鹤(*Grus nigricollis*)和黄喉雉鹑(*Tetraophasis szechenyi*), 占调查到鸟类物种数的6.45%; 国家II级重点保护野生动物5种: 白腹锦鸡(*Chrysolophus amherstiae*)、白马鸡(*Crossoptilon crossoptilon*)、血雉(*Ithaginis cruentus*)、橙翅噪鹛(*Trochalopteron elliotii*)和大噪鹛(*Garrulax maximus*), 占16.13%; 中国特有种8种: 白腹锦鸡、白马鸡、血雉、黄喉雉鹑、宝兴歌鸲(*Turdus mupinensis*)、橙翅噪鹛、大噪鹛和曙红朱雀(*Carpodacus waltoni*), 占25.81%。在IUCN物种红色名录中, 被列为近危(NT)的有2种: 黑颈鹤和白马鸡。被CITES纳入附录I的有白马鸡和黑颈鹤2种; 纳入附录II的有血雉1种。相对多度指数较高的前五个物种分别是: 血雉(RAI = 0.861)、白马鸡(RAI = 0.426)、大噪鹛(RAI = 0.294)、高原山鹑(*Perdix hodgsoniae*, RAI = 0.284)和褐岩鹛(*Prunella fulvescens*, RAI = 0.225)。

## 2.3 物种丰富区域

通过对红外相机数据的整理分析, 发现拟建川藏铁路(康定至巴塘段)沿线珍稀野生动物物种丰富度较高的4处区域, 分别为毛家沟渣场区域、折多山隧道出口区域、迎金山隧道区域和莫西隧道区域(图2), 需要重点关注。4处区域合计拍摄野生动物41种(附录3), 其中, 野生兽类23种, 占调查到兽类总数的88.46%; 野生鸟类18种, 占调查到鸟类总数的58.06%; 国家级保护动物20种, 占调查到国家级保护动物的86.96%。

## 3 讨论

甘孜州地区有鸟类436种, 哺乳动物125种(彭

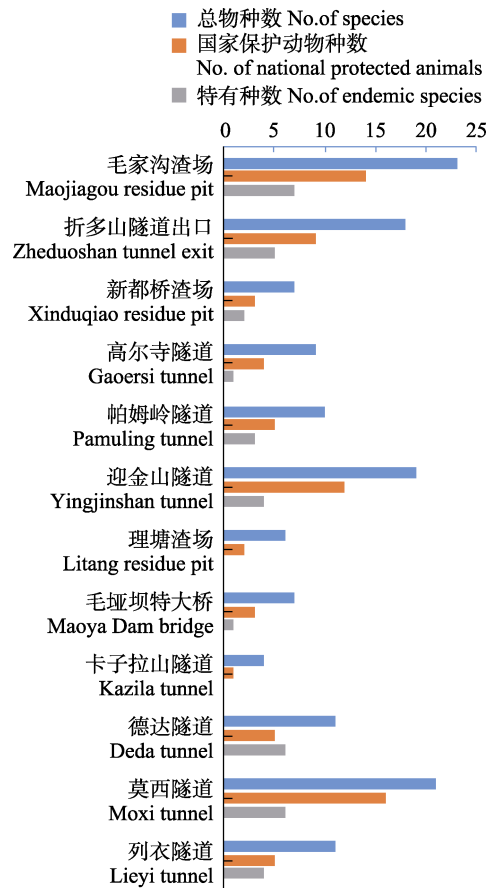


图2 拟建川藏铁路(康定至巴塘段)红外相机各布设区域拍摄物种数

Fig. 2 The number of species captured by infrared cameras in each deployment area of the proposed Sichuan-Tibet Railway (Kangding-Batang section)

基泰等, 2005<sup>①</sup>, 2006), 本研究经过一整年的红外相机监测, 获得野生鸟类31种, 兽类26种, 分别占该地区鸟、兽种数的7.11%和20.80%。与彭基泰等(2006)的研究结果相比, 红外相机所获得物种数较少, 原因在于: (1)红外相机调查技术适合于拍摄大中型兽类和地栖鸟类, 而对非地栖鸟类以及小型兽类并不是一种有效的调查手段(李晟等, 2014; 张履冰等, 2014), 如在本研究中, 由于体型太小而鉴定不到具体种的啮齿目鼠科以及翼手类物种的独立有效照片达129张。在生物多样性调查中, 多种调查方法并用有助于调查结果的完整性和准确性, 如肖宏强等(2021)采用红外相机法、样线法和样点法对

① 彭基泰, 周华明, 刘伟, 刘洪, 樊高强, 呷它, 曾国伟, 蒲永洲, 袁登华 (2005) 青藏高原东南横断山脉甘孜地区鸟类调查、区系及地理分布型研究报告。见: 第八届中国动物学会鸟类学分会全国代表大会暨第六届海峡两岸鸟类学研讨会论文集, 46-61页。海口。

甘孜州新都桥地区春夏季鸟类的多样性进行调查,基本摸清了该地区的鸟类资源现状。因此,在后期的调查过程中,补充样线法、样点法以及铗捕法等传统调查方法至关重要。(2)红外相机布设点位为铁路沿线涉及到的施工范围,海拔跨度为3,100–4,400 m之间,相机数量相对较少,相机覆盖范围相对于整个甘孜州的面积较小,可能是导致调查物种数较少的重要原因。(3)部分历史记录的物种可能由于多年来气候变化以及受人类活动的影响,其种群数量已经极为稀少或区域性灭绝,如豺(*Cuon alpinus*)在近年来该区域所在的国家级自然保护区(亚丁、贡嘎山)调查中也未被记录到(胡茜茜等, 2019; 赵栋等, 2019)。

红外相机拍摄到了23种国家级保护野生动物的影像资料,获得了物种分布的直接证据,补充了当地的物种本底资料,证实了金钱豹、马麝、荒漠猫、黄喉雉鹑、黑颈鹤等5种国家I级保护野生动物和猕猴、黄喉貂、猞猁等18种国家II级保护野生动物在该区域的分布。该地区生物多样性较丰富一方面与甘孜州境内较完善的生态系统密切相关,另一方面可能也与当地藏民笃信藏传佛教,与其“不杀生”的教义有关(彭基泰, 2004)。李晟等(2020)在甘孜新龙监测到7种猫科动物,本次研究红外相机最高监测海拔为4,400 m,调查到其中的4种(金钱豹、荒漠猫、豹猫、猞猁),其他如兔狲、雪豹海拔分布较高(4,500 m以上),本次未调查到。在今后的监测过程中,为了获得铁路沿线更多物种分布的信息,需要增加红外相机布设区域,扩大监测面积,延长监测时间。

本研究在保护区范围外拍摄到5种国家I级保护动物,说明现有的保护范围是不充分的,对于生物多样性的研究主要集中在保护区而忽视了非保护区。随着国家近年来退耕还林、天然林保护等工程的实施以及对于环境保护的重视,生态环境得到改善,野生动物适宜栖息地总体上呈现好转趋势,野生动物的活动范围不仅仅局限在保护区范围中,因此,在未来也应重视非保护区范围的生物多样性调查。

本次红外相机调查到食肉目13种,虽然拍摄到了金钱豹、亚洲黑熊、棕熊、猞猁、狼,但相对多度指数较低,这可能与金钱豹、棕熊等大型食肉动

物的野外种群数量较少有关。建议在扩大该地区野生动物监测范围的同时,加大对金钱豹、棕熊等大型食肉动物的监测,以更好地掌握其种群动态。


通过对收回的红外相机照片整理发现,该区域人为活动干扰较强烈、放牧较多。本次调查中有11.16%的独立有效照片是家畜(牦牛、羊)和其他人员(挖虫草、松茸等),33.93%的红外相机监测点有频繁的家畜活动,但在干扰较为强烈的监测点上,也记录到了较为丰富的野生动物,说明家畜与野生动物存在栖息地重合现象。家畜在该区域可能在食物资源以及空间利用方面同生态位相近的野生有蹄类动物产生竞争,并增加传染性疾病流行的风险(陈星等, 2020),影响野生动物的种群生存现状。

及时掌握区域内野生动物资源现状,并制定科学有效的保护管理措施对于物种的保护与研究至关重要(马克平, 2015)。川藏铁路工程涉及珍稀野生动物资源较丰富的4处区域,建议后期对这4处区域持续监测,扩大监测面积,延长监测时间,以期获得更多物种信息。后期铁路施工可能会对野生动物的觅食等活动造成一定程度的影响,建议渣场设置能尽量远离毛家沟,在其他隧道进出口设立防护栏、隔离网等保护措施;避免在夜晚以及野生动物繁殖期间施工,为动物营造安全的环境条件;借鉴青藏铁路建立野生动物通道措施(胡忠军等, 2005),在野生动物种类丰富的区域设置专门的野生动物通道;大面积的低道路密度区域是大型脊椎动物的适宜生境(李月辉等, 2003),在物种丰富度较高区域内合理规划施工道路,降低其密度;后期对野生动物建立完善的跟踪措施。

本次研究利用红外相机对拟建川藏铁路(康定至巴塘段)沿线兽类和鸟类的分布情况有了初步掌握,确定了沿线生物多样性较为丰富的区域,为后续该段的铁路工程建设中野生动物保护措施提供了参考依据,对于该段铁路沿线的生物多样性保护具有积极意义,也为进一步研究甘孜州地区的生物多样性奠定了基础。

**致谢:** 阮涛、邱兰、高玉林、汪挥胜、田春坡、何欣曼等同学参与了红外相机的安装、更换SD卡和电池的工作,在此一并感谢。

## ORCID

肖宏强  <https://orcid.org/0000-0001-6116-1797>周宏  <https://orcid.org/0000-0003-0221-1859>

## 参考文献

- Chen C, Hou R, Wu W, Zhang ZH, Gu XD, Qi DW (2021) Study on the temporal niche characteristics and overlaps of carnivores and their preys using infrared cameras in Xinlong County. *Sichuan Journal of Zoology*, 40, 15–22. (in Chinese with English abstract) [陈超, 侯蓉, 吴蔚, 张志和, 古晓东, 齐敦武 (2021) 利用红外相机研究新龙县食肉目兽类及其猎物的时间生态位特征与重叠. *四川动物*, 40, 15–22.]
- Chen X, Hu XX, Liu MX, Li JQ, Peng YH, Lü X, Wang XF, Li S, Guan TP (2020) Preliminary report of camera trapping survey for mammals and birds in Miyaluo Provincial Nature Reserve, Sichuan Province. *Acta Theriologica Sinica*, 40, 634–645. (in Chinese with English abstract) [陈星, 胡茜茜, 刘明星, 李佳琦, 彭永红, 吕旭, 王晓芳, 李晟, 官天培 (2020) 四川米亚罗省级自然保护区鸟兽多样性红外相机监测初报. *兽类学报*, 40, 634–645.]
- Guo DS (2007) *A Photographic Guide to Birds of China*. Chongqing University Press, Chongqing. (in Chinese) [郭冬生 (2007) 常见鸟类野外识别手册. 重庆大学出版社, 重庆.]
- Hu XX, Li JQ, Luo X, Zewengtaxu, Chen X, Zhang LS, Guan TP (2019) Preliminary survey of mammal and bird biodiversity using camera traps in the Yading National Nature Reserve of Sichuan Province, China. *Acta Theriologica Sinica*, 39, 333–343. (in Chinese with English abstract) [胡茜茜, 李佳琦, 罗旭, 泽翁他许, 陈星, 张卢水, 官天培 (2019) 基于红外相机的四川亚丁国家级自然保护区鸟兽多样性初报. *兽类学报*, 39, 333–343.]
- Hu XX, Zheng WC, Li JQ, Li S, Yang H, Chen X, Guan TP (2018) Preliminary survey on mammal and bird diversity at Siguniang Mountains National Nature Reserve, Sichuan, China. *Biodiversity Science*, 26, 1325–1331. (in Chinese with English abstract) [胡茜茜, 郑维超, 李佳琦, 李晟, 杨晗, 陈星, 官天培 (2018) 四姑娘山国家级自然保护区鸟兽多样性初步调查. *生物多样性*, 26, 1325–1331.]
- Hu ZJ, Yu CQ, Xu HF, Wang Y (2005) Ecological effects of roads on terrestrial animals. *Chinese Journal of Ecology*, 24, 433–437. (in Chinese with English abstract) [胡忠军, 于长青, 徐宏发, 王涓 (2005) 道路对陆栖野生动物的生态学影响. *生态学杂志*, 24, 433–437.]
- Huang YL, Deng JQ, Zhang HW (2015) Schematic study on limiting gradient of Chengdu-Lhasa Railway. *High Speed Railway Technology*, 6(3), 97–101. (in Chinese) [黄艳磊, 邓军桥, 张红伟 (2015) 川藏铁路限制坡度方案研究. *高速铁路技术*, 6(3), 97–101.]
- Jiang ZG, Liu SY, Wu Y, Jiang XL, Zhou KY (2017) *China's mammal diversity* (2nd edition). *Biodiversity Science*, 25, 886–895. (in Chinese with English abstract) [蒋志刚, 刘少英, 吴毅, 蒋学龙, 周开亚 (2017) 中国哺乳动物多样性 (第2版). *生物多样性*, 25, 886–895.]
- Li JQ, Xu HG, Wan YQ, Sun JX, Li S, Cai L (2018) Progress in construction of China Mammal Diversity Observation Network (China BON-Mammals). *Journal of Ecology and Rural Environment*, 34, 12–19. (in Chinese with English abstract) [李佳琦, 徐海根, 万雅琼, 孙佳欣, 李晟, 蔡蕾 (2018) 全国哺乳动物多样性观测网络 (China BON-Mammals) 建设进展. *生态与农村环境学报*, 34, 12–19.]
- Li S, McShea WJ, Wang DJ, Shen XL, Bu HL, Guan TP, Wang F, Gu XD, Zhang XF, Liao HH (2020) Construction progress of the Camera-trapping Network for the Mountains of Southwest China. *Biodiversity Science*, 28, 1049–1058. (in Chinese with English abstract) [李晟, McShea WJ, 王大军, 申小莉, 卜红亮, 官天培, 王放, 古晓东, 张晓峰, 廖灏泓 (2020) 西南山地红外相机监测网络建设进展. *生物多样性*, 28, 1049–1058.]
- Li S, Wang DJ, Xiao ZS, Li XH, Wang TM, Feng LM, Wang Y (2014) Camera-trapping in wildlife research and conservation in China: Review and outlook. *Biodiversity Science*, 22, 685–695. (in Chinese with English abstract) [李晟, 王大军, 肖治术, 李欣海, 王天明, 冯利民, 王云 (2014) 红外相机技术在我国野生动物研究与保护中的应用与前景. *生物多样性*, 22, 685–695.]
- Li T, Meng DH, Teng LW, Si YH, Gao H, Liu ZS (2020) The diversity of birds and mammals in Ningxia Luoshan National Nature Reserve, China based on infrared camera. *Chinese Journal of Wildlife*, 41, 757–766. (in Chinese with English abstract) [李涛, 孟德怀, 滕丽微, 司雨蕙, 高惠, 刘振生 (2020) 基于红外相机对宁夏罗山国家级自然保护区鸟兽多样性初报. *野生动物学报*, 41, 757–766.]
- Li YH, Hu YM, Li XZ, Xiao DN (2003) A review on road ecology. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 14, 447–452. (in Chinese with English abstract) [李月辉, 胡远满, 李秀珍, 肖笃宁 (2003) 道路生态研究进展. *应用生态学报*, 14, 447–452.]
- Liu YL, Song DZ, Liu BB, Xia F, Chen YL, Wang YQ, Huang QW (2020) Overview of the Camera-trapping Platform for Felid Species in China: Data integration by a conservation NGO. *Biodiversity Science*, 28, 1067–1074. (in Chinese with English abstract) [刘炎林, 宋大昭, 刘蓓蓓, 夏凡, 陈月龙, 王一晴, 黄巧雯 (2020) 中国猫科动物红外相机监测平台介绍: 民间环保机构的数据整合. *生物多样性*, 28, 1067–1074.]
- Ma KP (2015) *Species Catalogue of China: A remarkable achievement in the field of biodiversity science in China*. *Biodiversity Science*, 23, 137–138. (in Chinese) [马克平 (2015) 中国生物多样性编目取得重要进展. *生物多样性*, 23, 137–138.]
- MacKinnon J, Phillipps K, He FQ (2000) *A Field Guide to the Birds of China*. Hunan Education Publishing House,



- Changsha. (in Chinese) [约翰·马敬能, 卡伦·菲利普斯, 何芬奇 (2000) 中国鸟类野外手册. 湖南教育出版社, 长沙.]
- Mu J, Wang JJ, Zhang L, Li YB, Li ZM, Su HJ (2019) Field monitoring using infrared cameras and activity rhythm analysis on mammals and birds in Xishui National Nature Reserve, Guizhou, China. *Biodiversity Science*, 27, 683–688. (in Chinese with English abstract) [穆君, 王娇娇, 张雷, 李云波, 李筑眉, 粟海军 (2019) 贵州习水国家级自然保护区红外相机鸟兽监测及活动节律分析. 生物多样性, 27, 683–688.]
- Peng JT, Zhou HM (2000) Investigation on Bird of Prey in Garze Prefecture, Sichuan Province. *Sichuan Journal of Zoology*, 19, 62–64. (in Chinese with English abstract) [彭基泰, 周华明 (2000) 四川甘孜地区的猛禽调查. 四川动物, 19, 62–64.]
- Peng JT, Zhou HM, Liu W (2006) Investigation on mammal and fauna in Ganzi Prefecture in Hengduan Mountains, southeast of Qinghai-Tibet Plateau. *Sichuan Journal of Zoology*, 25, 747–753. (in Chinese with English abstract) [彭基泰, 周华明, 刘伟 (2006) 青藏高原东南横断山脉甘孜地区哺乳动物调查及区系研究报告. 四川动物, 25, 747–753.]
- Xiao HQ, Yang Y, Han H, Zhang ZJ, Zhou H (2021) Investigation and research on bird diversity in Xindu Bridge section of Sichuan-Tibet railway. *Journal of Guizhou Normal University (Natural Sciences)*, 39, 41–48. (in Chinese with English abstract) [肖宏强, 杨毅, 韩蕊, 张泽钧, 周宏 (2021) 川藏铁路新都桥段春夏季鸟类多样性调查与研究. 贵州师范大学学报(自然科学版), 39, 41–48.]
- Xiao ZS, Li XH, Jiang GS (2014) Applications of camera trapping to wildlife surveys in China. *Biodiversity Science*, 22, 683–684. (in Chinese) [肖治术, 李欣海, 姜广顺 (2014) 红外相机技术在我国野生动物监测研究中的应用. 生物多样性, 22, 683–684.]
- Zhang LB, Cui SP, Huang YJ, Chen DQ, Qiao HJ, Li CW, Jiang ZG (2014) Infrared camera traps in wildlife research and monitoring in China: Issues and insights. *Biodiversity Science*, 22, 696–703. (in Chinese with English abstract) [张履冰, 崔绍朋, 黄元骏, 陈代强, 乔慧捷, 李春旺, 蒋志刚 (2014) 红外相机技术在我国野生动物监测中的应用: 问题与限制. 生物多样性, 22, 696–703.]
- Zhao D, Yang CM, He MX, Chen LX, He XC, Ran JH (2019) Habitat suitability assessment and daily activity patterns of *Otocolobus manul* in the Gongga Mountain National Nature Reserve. *Sichuan Journal of Zoology*, 38, 320–327. (in Chinese with English abstract) [赵栋, 杨创明, 和梅香, 陈俪心, 何兴成, 冉江洪 (2019) 贡嘎山国家级自然保护区兔狲的活动节律与适宜栖息地预测. 四川动物, 38, 320–327.]
- Zheng GM (2017) A Checklist on the Classification and Distribution of the Birds of China, 3rd edn. Science Press, Beijing. (in Chinese) [郑光美 (2017) 中国鸟类分类与分布名录(第三版). 科学出版社, 北京.]

(责任编辑: 李彬彬 责任编辑: 闫文杰)

## 附录 Supplementary Material

### 附录1 拟建川藏铁路沿线(康定至巴塘段)红外相机位点信息

Appendix 1 Infrared camera location information along the proposed Sichuan-Tibet Railway (Kangding to Batang section)

<https://www.biodiversity-science.net/fileup/PDF/2021133-1.pdf>

### 附录2 拟建川藏铁路沿线(康定至巴塘段)红外相机拍摄到的部分重要动物照片

Appendix 2 Some important animal photos taken by infrared cameras along the proposed Sichuan-Tibet Railway (Kangding to Batang section)

<https://www.biodiversity-science.net/fileup/PDF/2021133-2.pdf>

### 附录3 拟建川藏铁路沿线(康定至巴塘段)红外相机兽类和鸟类监测结果

Appendix 3 Mammals and birds monitoring results of infrared cameras along the proposed Sichuan-Tibet Railway (Kangding to Batang section)

<https://www.biodiversity-science.net/fileup/PDF/2021133-3.pdf>



附录 1 拟建川藏铁路沿线(康定至巴塘段)红外相机位点信息

Appendix 1 Infrared camera location information along the proposed Sichuan-Tibet Railway (Kangding to Batang section)

相机编号 Camera ID	经度 Longitude (E)	纬度 Latitude (N)	海拔 Altitude (m)	生境 Habitat
ZD01	101.87°	29.99°	3,323	寒温性针叶林
ZD02	101.87°	29.99°	3,342	寒温性针叶林
ZD04	101.85°	29.97°	3,422	寒温性针叶林
ZD05	101.84°	29.97°	3,458	寒温性针叶林
ZD07	101.87°	29.98°	3,279	寒温性针叶林
ZD08	101.87°	29.98°	3,347	寒温性针叶林
ZD09	101.87°	29.98°	3,338	寒温性针叶林
ZD10	101.87°	29.98°	3,298	寒温性针叶林
ZD14	101.85°	30.01°	3,681	寒温性针叶林
ZD25	101.85°	30.01°	3,601	寒温性针叶林
ZD27	101.85°	30.01°	3,576	寒温性针叶林
ZD26	101.85°	30.01°	3,612	寒温性针叶林
ZD23	101.85°	30.01°	3,656	寒温性针叶林
ZD28	101.85°	30.01°	3,690	寒温性针叶林
ZD15	101.73°	30.05°	3,923	寒温性针叶林
ZD16	101.73°	30.05°	3,938	寒温性针叶林
ZD19	101.73°	30.05°	3,965	寒温性针叶林
ZD20	101.73°	30.05°	3,956	寒温性针叶林
ZD17	101.72°	30.05°	3,858	寒温性针叶林
ZD18	101.72°	30.06°	3,917	寒温性针叶林
CZ30	101.44°	30.06°	3,586	寒温性针叶林
CZ32	101.44°	30.08°	3,573	寒温性针叶林
CZ33	101.43°	30.07°	3,647	寒温性针叶林
CZ34	101.43°	30.07°	3,619	寒温性针叶林
CZ36	101.23°	30.08°	3,467	寒温性针叶林
CZ37	101.25°	30.09°	3,486	寒温性针叶林
CZ38	101.25°	30.09°	3,374	寒温性针叶林
CZ40	101.25°	30.09°	3,508	寒温性针叶林
CZ42	100.78°	30.06°	4,180	寒温性针叶林
CZ43	100.78°	30.05°	3,962	寒温性针叶林
CZ44	100.77°	30.05°	3,999	寒温性针叶林
CZ45	100.79°	30.05°	3,954	寒温性针叶林
CZ46	100.79°	30.05°	3,929	寒温性针叶林
CZ100	100.82°	30.11°	3,101	寒温性针叶林
CZ101	100.82°	30.11°	3,102	寒温性针叶林
CZ47	100.71°	30.10°	4,251	寒温性针叶林
CZ48	100.71°	30.10°	4,249	寒温性针叶林
CZ52	99.40°	30.29°	3,679	寒温性针叶林
CZ53	99.28°	30.37°	3,336	落叶阔叶林
CZ54	99.28°	30.37°	3,290	落叶阔叶林
CZ55	99.27°	30.37°	3,365	落叶阔叶林

相机编号 Camera ID	经度 Longitude (E)	纬度 Latitude (N)	海拔 Altitude (m)	生境 Habitat
CZ56	99.27°	30.37°	3,404	落叶阔叶林
CZ57	99.27°	30.45°	3,617	落叶阔叶林
CZ59	99.27°	30.46°	3,697	落叶阔叶林
CZ60	99.27°	30.45°	3,583	落叶阔叶林
CZ61	99.27°	30.45°	3,622	落叶阔叶林
CZ62	99.27°	30.46°	3,692	落叶阔叶林
CZ63	99.24°	30.53°	3,924	落叶阔叶林
CZ65	99.24°	30.53°	3,945	落叶阔叶林
LT02	100.14°	29.94°	4,352	高山灌丛、草甸
LT03	100.14°	29.94°	4,334	高山灌丛、草甸
LT04	100.14°	29.94°	4,325	高山灌丛、草甸
LT05	99.74°	30.20°	4,250	高山灌丛、草甸
LT06	99.74°	30.20°	4,235	高山灌丛、草甸
LT07	100.74°	30.20°	4,246	高山灌丛、草甸
LT08	100.09°	30.04°	4,071	高山灌丛、草甸

附录 2 拟建川藏铁路沿线(康定至巴塘段)红外相机拍摄到的部分重要动物照片

Appendix 2 Some important animal photos taken by infrared cameras along the proposed Sichuan-Tibet Railway (Kangding to Batang section)



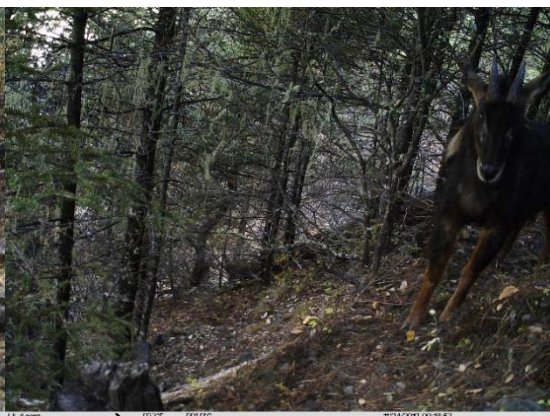
金钱豹 *Panthera pardus*



棕熊 *Ursus arctos*



马麝 *Moschus chrysogaster*



中华鬣羚 *Capricornis milneedwardsii*



猞猁 *Lynx lynx*



猕猴 *Macaca mulatta*





水鹿 *Cervus unicolor*



毛冠鹿 *Elaphodus cephalophus*



黄喉貂 *Martes flavigula*



豹猫 *Prionailurus bengalensis*



中华斑羚 *Naemorhedus griseus*



亚洲黑熊 *Ursus thibetanus*



赤狐 *Vulpes vulpus*



野猪 *Sus scrofa*





白马鸡 *Crossoptilon crossoptilon*



黑颈鹤 *Grus nigricollis*



白腹锦鸡 *Chrysolophus amherstiae*



血雉 *Ithaginis cruentus*



黄喉雉鹑 *Tetraophasis szechenyii*



大噪鹘 *Garrulax maximus*



橙翅噪鹘 *Garrulax elliotii*



高原山鹑 *Perdix hodgsoniae*

附录 3 拟建川藏铁路沿线(康定至巴塘段)红外相机兽类和鸟类监测结果

Appendix 3 Mammals and birds monitoring results of infrared cameras along the proposed Sichuan-Tibet Railway (Kangding to Batang section)

物种名 Species	特有种 Endemic species	国家保 护级别 National protected category	CITES 附录 CITES Appendix	濒危等级 IUCN Red List	独立有效 照片数 No. of independent effective photographs	相对多度 指数 Relative abundance index (RAI)	相机位点 数 No. of camera sites
<b>兽类</b>							
<b>一 灵长目 PRIMATES</b>							
<b>1) 猴科 Cercopithecidae</b>							
1 藏酋猴 <i>Macaca thibetana</i>	Y	II	II	NT	12	0.059	4
2 猕猴 <i>Macaca mulatta</i>		II	II	LC	79	0.386	12
<b>二 食肉目 CARNIVORA</b>							
<b>2) 鼬科 Mustelidae</b>							
3 黄喉貂 <i>Martes flavigula</i>		II	III	LC	5	0.024	4
4 香鼬 <i>Mustela altaica</i>			III	NT	7	0.034	1
5 猪獾 <i>Arctonyx collaris</i>				VU	7	0.034	4
6 亚洲狗獾 <i>Meles leucurus</i>				LC	5	0.024	3
<b>3) 猫科 Felidae</b>							
7 荒漠猫 <i>Felis bieti</i>	Y	I	II	VU	1	0.005	1
8 猞猁 <i>Lynx lynx</i>		II	II	LC	5	0.024	1
9 豹猫 <i>Prionailurus bengalensis</i>		II	II	LC	6	0.029	6
10 金钱豹 <i>Panthera pardus</i>		I	I	VU	3	0.015	3
<b>4) 灵猫科 Viverridae</b>							
11 花面狸 <i>Paguma larvata</i>			III	LC	3	0.015	2
<b>5) 熊科 Ursidae</b>							
12 棕熊 <i>Ursus arctos</i>		II	I	LC	4	0.02	2
13 亚洲黑熊 <i>Ursus thibetanus</i>		II	I	VU	5	0.024	4
<b>6) 犬科 Canidae</b>							
14 狼 <i>Canis lupus</i>		II	II	LC	2	0.01	1
15 赤狐 <i>Vulpes vulpus</i>		II		LC	34	0.166	15
<b>三 偶蹄目 ARTIODACTYLA</b>							
<b>7) 鹿科 Cervidae</b>							
16 毛冠鹿 <i>Elaphodus cephalophus</i>		II		NT	1710	8.366	56
17 水鹿 <i>Cervus unicolor</i>		II		VU	36	0.176	13
18 狍 <i>Capreolus pygargus</i>				LC	2	0.01	1
<b>8) 牛科 Bovidae</b>							
19 中华鬣羚 <i>Capricornis milneedwardsii</i>		II	I	VU	124	0.607	30
20 中华斑羚 <i>Naemorhedus caudatus</i>	Y	II	I	VU	6	0.029	5
21 矮岩羊 <i>Pseudois schaeferi</i>				EN	1	0.005	1
<b>9) 麝科 Moschidae</b>							
22 马麝 <i>Moschus chrysogaster</i>		I	II	EN	17	0.083	10
<b>10) 猪科 Suidae</b>							
23 野猪 <i>Sus scrofa</i>				LC	103	0.504	24
<b>四 啮齿目 RODENTIA</b>							

物种名 Species	特有种 Endemic species	国家保 护级别 National protected category	CITES 附录 CITES Appendix	濒危等级 IUCN Red List	独立有效 照片数 No. of independent effective photographs	相对多度 指数 Relative abundance index (RAI)	相机位点 数 No. of camera sites
<b>11) 松鼠科 Sciuridae</b>							
24 喜马拉雅旱獭 <i>Marmota himalayana</i>			III	LC	6	0.029	2
25 岩松鼠 <i>Sciurotamias davidianus</i>	Y			LC	129	0.631	23
<b>五 兔形目 LAGOMORPHA</b>							
<b>12) 兔科 Leporidae</b>							
26 灰尾兔 <i>Lepus oiostolus</i>				LC	130	0.636	10
<b>鸟类</b>							
<b>一 鸡形目 GALLIFORMES</b>							
<b>1) 雉科 Podicipedidae</b>							
1 白腹锦鸡 <i>Chrysolophus amherstiae</i>	Y	II		LC	20	0.098	5
2 白马鸡 <i>Crossoptilon crossoptilon</i>	Y	II	I	NT	87	0.426	21
3 高原山鹑 <i>Perdix hodgsoniae</i>				LC	58	0.284	6
4 血雉 <i>Ithaginis cruentus</i>	Y	II	II	LC	176	0.861	26
5 黄喉雉鹑 <i>Tetraophasis szechenyii</i>	Y	I		LC	5	0.024	3
<b>二 犀鸟目 BUCEROTIFORMES</b>							
<b>2) 戴胜科 Upupidae</b>							
6 戴胜 <i>Upupa epops</i>				LC	2	0.01	1
<b>三 鹤形目 GRUIFORMES</b>							
<b>3) 鹤科 Gruidae</b>							
7 黑颈鹤 <i>Grus nigricollis</i>		I	I	NT	1	0.005	1
<b>四 雀形目 PASSERIFORMES</b>							
<b>4) 鹎科 Muscicapidae</b>							
8 白喉红尾鹎 <i>Phoenicurus schisticeps</i>				LC	1	0.005	1
9 黑胸歌鸲 <i>Calliope pectoralis</i>				LC	4	0.02	1
10 蓝大翅鸲 <i>Grandala coelicolor</i>				LC	2	0.01	2
<b>5) 鸫科 Turdidae</b>							
11 宝兴歌鸲 <i>Turdus mupinensis</i>	Y			LC	3	0.015	2
12 虎斑地鸫 <i>Zoothera aurea</i>				LC	2	0.01	1
13 灰头鸫 <i>Turdus rubrocanus</i>				LC	6	0.029	3
14 乌鸫 <i>Turdus mandarinus</i>				LC	3	0.015	1
15 棕背黑头鸫 <i>Turdus kessleri</i>				LC	9	0.044	2
<b>6) 噪鹛科 Leiothrichidae</b>							
16 橙翅噪鹛 <i>Trochalopteron elliotii</i>	Y	II		LC	39	0.191	10
17 大噪鹛 <i>Garrulax maximus</i>	Y	II		LC	60	0.294	12
<b>7) 燕雀科 Fringillidae</b>							
18 白眉朱雀 <i>Carpodacus dubius</i>				LC	1	0.005	1
19 喜山白眉朱雀 <i>Carpodacus thura</i>				LC	7	0.034	1
20 曙红朱雀 <i>Carpodacus waltoni</i>	Y			LC	8	0.039	1
<b>8) 山雀科 Paridae</b>							
21 四川褐头山雀 <i>Poecile weigoldicus</i>				LC	1	0.005	1



物种名 Species	特有种 Endemic species	国家保 护级别 National protected category	CITES 附录 CITES Appendix	濒危等级 IUCN Red List	独立有效 照片数 No. of independent effective photographs	相对多度 指数 Relative abundance index (RAI)	相机位点 数 No. of camera sites
<b>9) 鸦科 Corvidae</b>							
22 大嘴乌鸦 <i>Corvus macrorhynchos</i>				LC	2	0.01	1
23 红嘴山鸦 <i>Pyrhacorax pyrrhacorax</i>				LC	1	0.005	1
24 喜鹊 <i>Pica pica</i>				LC	9	0.044	3
25 小嘴乌鸦 <i>Corvus corone</i>				LC	3	0.015	1
<b>10) 岩鹡科 Prunellidae</b>							
26 褐岩鹡 <i>Prunella fulvescens</i>				LC	46	0.225	5
27 鹡岩鹡 <i>Prunella rubeculoides</i>				LC	1	0.005	1
<b>11) 伯劳科 Laniidae</b>							
28 灰背伯劳 <i>Lanius tephronotus</i>				LC	1	0.005	1
<b>12) 百灵科 Alaudidae</b>							
29 角百灵 <i>Eremophila alpestris</i>				LC	3	0.015	1
<b>13) 鹨科 Motacillidae</b>							
30 树鹨 <i>Anthus hodgsoni</i>				LC	3	0.015	1
<b>14) 鹀科 Emberizidae</b>							
31 灰眉岩鹀 <i>Emberiza godlewskii</i>				LC	1	0.005	1

CR: 极危; EN: 濒危; VU: 易危; NT: 近危; LC: 无危

CR, Critically endangered; EN, Endangered; VU, Vulnerable; NT, Near Threatened; LC, Least Concern





•生物编目•

# 福建平潭岛海域底栖贝类物种多样性及其地理分布

胡亮<sup>ID\*</sup>

中山大学地理科学与规划学院, 广州 510275

**摘要:** 海洋底栖贝类是海洋底栖无脊椎动物的重要代表。福建平潭岛地处台湾海峡西岸北部, 是中国大陆距台湾岛最近之处, 其海域内的底栖贝类区系对了解台湾海峡及其附近海域的生态环境和底栖生物地理格局具有重要意义。本文基于对2015–2018年间中山大学国土资源与环境系在平潭岛海域采集的3,346号底栖贝类标本的鉴定, 结合已发表文献整理出了平潭岛海域底栖贝类名录, 并梳理了各物种在中国近海的地理分布类型。结果显示, 本研究所采标本分属58科122属161种, 其中47种为平潭岛海域新记录。结合历史文献记录, 平潭岛海域共有底栖贝类98科244属395种。其中93.7%的种类在南海亦有分布, 82.0%的种类在东海有分布, 31.1%的种类在黄渤海有分布, 42.3%的种类在台湾岛东部海域有分布。南海–东海分布型种类占区系总种数的49.9%; 其次为南海–黄渤海分布型(27.6%)和南海–台湾海峡分布型(16.2%)。分布限于台湾海峡及其以北的种类仅占总种数的6.3%。研究结果表明, 平潭岛海域底栖贝类区系具典型的亚热带性质, 暖水性种类和广温性种类占主要优势, 与南海北部和东海大陆沿岸地区的关系密切, 与台湾岛周边海域的联系相对较弱。

**关键词:** 腹足纲; 双壳纲; 软体动物; 物种多样性; 台湾海峡

胡亮 (2021) 福建平潭岛海域底栖贝类物种多样性及其地理分布. 生物多样性, 29, 1403–1410. doi: 10.17520/biods.2021114.

Hu L (2021) Species diversity and geographical distribution of marine, benthic, shell-bearing mollusks on the coast and adjacent area of Pingtan Island, Fujian Province. Biodiversity Science, 29, 1403–1410. doi: 10.17520/biods.2021114.

## Species diversity and geographical distribution of marine, benthic, shell-bearing mollusks on the coast and adjacent area of Pingtan Island, Fujian Province

Liang Hu<sup>ID\*</sup>

School of Geography and Planning, Sun Yat-sen University, Guangzhou 510275

### ABSTRACT

**Aims:** Marine, benthic, shell-bearing mollusks are one of the most important groups of marine benthic invertebrates. Pingtan Island is an island in the northwestern part of the Taiwan Strait. The marine, benthic, shelled fauna in this area are important for revealing the ecological environment and biogeographical pattern of the Taiwan Strait and its adjacent waters. Here, we report the species diversity and distribution patterns of shelled-mollusks found in Pingtan Island and its adjacent waters.

**Methods:** We conducted a checklist of known marine, benthic, shells found near Pingtan Island and its adjacent waters based on previous studies and 3,346 specimens collected by the Department of Physical Geography, Resources and Environment, Sun Yat-sen University from 2015–2018. We then investigated distribution patterns of each listed species in the coast waters of China.

**Results:** We identified a total of 161 species from 122 genera and 58 families. Of these 161 species, 47 species were new to the study area. In total, 395 species of mollusks belonging to 244 genera and 98 families are reported to inhabit Pingtan Island and its adjacent waters. Of them, 93.7% of the species are also distributed in the South China Sea, 82.0% in the East China Sea, 31.1% in the Yellow and Bohai Seas, and 42.3% in the waters east of Taiwan Island. The distribution pattern between the South China Sea and the East China Sea accounted for 49.9% of the total species. The distribution pattern between the South China Sea and the Yellow and Bohai Seas accounted for 27.6% of the total species. The distribution pattern between the South China Sea and the Taiwan Strait accounted for 16.2% of the total

收稿日期: 2021-03-26; 接受日期: 2021-06-01

基金项目: 中央高校基本科研业务费专项资金(13lgy09)和中山大学本科教学质量工程类项目(31911130)

\* 通讯作者 Author for correspondence. E-mail: huliang\_hy@163.com

species. Only 6.3% of the species were confined to be limited to the Taiwan Strait and the region to the north of it.

**Conclusions:** The marine, benthic, shell-bearing mollusks in Pingtan Island have typical subtropical characteristics, among which warm and eurythermic species are dominant. The shelled-mollusks in Pingtan Island has a close relationship with that of the continental shelves of the South China Sea (northern part) and East China Sea. In contrast, the relationship between shelled-mollusks in Pingtan Island and that of the waters around the Taiwan Island is relatively weak.

**Key words:** Gastropoda; Bivalvia; mollusks; species diversity; Taiwan Strait

海洋底栖贝类是指营底栖生活的具壳海洋软体动物, 通常包括生活在潮上带、潮间带和海洋环境中的掘足纲、多板纲、双壳纲和腹足纲的物种(Higo et al, 1999)。海洋底栖贝类是海洋底栖生物中无脊椎动物的重要代表, 是反映海洋生态环境和海洋生物地理格局的基本生态类群之一。中国大陆和岛屿海岸线漫长, 海洋底栖贝类物种十分丰富, 但底栖贝类区系本底资料的质量整体上还亟待提升。一方面, 标本的质量尚不尽如人意。例如, 我国发现的128种芋螺科种类中, 32种仅有空壳标本, 18种仅有1个标本, 4种仅有分布记录而无标本(李凤兰和林民玉, 2016)。另一方面, 物种的地理分布记录还在逐步完善中。例如, 赖景阳和欧阳盛芝(1996)曾报道产澎湖列岛的贝类共686种, 而据台湾省贝类资料库(<https://shell.sinica.edu.tw>), 目前该海域的贝类记录已达915种。因此, 标本的积累和地理分布数据的更新对了解和掌握我国海洋底栖贝类物种多样性和生物地理格局至关重要。台湾海峡是连通东海和南海动物区系的重要通道, 在海洋生物地理学上具有重要意义。近年来对该海域底栖贝类的多样性和生态学研究有了长足的进步, 但对局部海域贝类区系的研究相对欠缺。

平潭岛又称海坛岛, 位于福建省福州市, 是福建省第一大岛, 我国第五大岛。该岛地处台湾海峡西侧北部, 西隔海坛海峡与大陆相望, 东与台湾省新竹港相距仅68海里, 是中国大陆距台湾岛最近之处。平潭岛独特的地理位置和丰富的底栖贝类物种, 使其在底栖生物地理学上也有重要的意义。不少种类在大陆沿海的分布北界即止于平潭, 如强缘凤螺(*Margistrombus robustus*) (张素萍, 2016)、亮樱蛤(*Nitidotellina hokkaidoensis*) (徐凤山和张均龙, 2018)和棘赤蛙螺(*Bufonaria perelegans*) (张素萍和马绣同, 2004)。一些分布区狭窄的种类如摺扇笋螺(*Punctoterebra nitida*)目前在大陆沿海仅平潭岛海域有记录(钟幼平和杨瑞琼, 1996), 长尖石蛭

(*Leiosolenus lepteces*)仅见于福建东山和平潭(王祯瑞, 1997)。自20世纪中叶开始, 国内已有学者和单位在平潭岛海域采集标本(蔡英亚, 1960, 1966; 张玺和齐钟彦, 1962; 张玺和黄修明, 1964), 是国内较早开展贝类区系研究的站点之一。20世纪末, 王方平和黄一鸣(1993, 1994)先后整理了福建沿海的前鳃类和双壳类区系。经本文作者校对, 其中共有250种(腹足纲123种, 双壳纲127种)底栖贝类产平潭岛海域, 是迄今为止对平潭岛海域底栖贝类种类记录最丰富的报道。自两文发表的20多年间, 先后有许多新的分布记录发现, 但多分散于期刊论文(钟幼平和杨瑞琼, 1996; 张素萍, 2007; 黄雅琴等, 2009)、专著(徐凤山, 1997; 李荣冠, 2010; 黄宗国和林茂, 2012)或学位论文(李宝泉, 2007; 陈志云, 2012; 张树乾, 2015)之中, 缺乏系统的整理。

本文基于对2015–2018年间中山大学国土资源与环境系在平潭岛海域采集的贝类标本的鉴定, 结合历史文献报道对该区域底栖贝类的物种多样性及各物种的地理分布进行了整理和汇总, 以期完善该海域底栖贝类区系基础资料, 为今后该海域底栖生物多样性与保护以及台湾海峡及邻近海域的底栖生物地理格局与地理区划提供参考依据。

## 1 材料与方法

平潭岛位于25°15′–25°45′ N, 119°32′–120°10′ E, 地处南亚热带北界。本文所指平潭岛海域包括平潭岛及其附近岛屿的潮上带、潮间带和浅海环境。平潭岛海域年均海水表层温度19.4–20.1℃, 年均盐度30.5‰–31.9‰ (平潭县地方志编纂委员会, 2000)。2015–2018年期间, 中山大学国土资源与环境系师生前后6次对平潭岛长江澳、海坛湾、坛南湾、石牌洋等地的潮上带和潮间带底栖贝类进行了考察, 期间也考察了当地市场上出售的经济贝类, 前后共采集底栖贝类活体和空壳标本3,346号, 贝类活体经蒸煮处理后保留贝壳, 干制标本存放于中山大学

地理科学与规划学院生物标本室。

物种鉴定主要参考《中国水生贝类图鉴》(郑小东等, 2013)、《中国海洋贝类图鉴》(张素萍, 2008)、《黄渤海软体动物图志》(张素萍等, 2016)、《台湾现生贝类彩色图鉴》(胡忠恒和陶锡珍, 1995)、《中国南海经济贝类原色图鉴》(杨文等, 2017)及《中国动物志》软体动物门相关卷册(王祯瑞, 1997; 庄启谦, 2001; 董正之, 2002; 张素萍和马绣同, 2004; 徐凤山, 2012; 李凤兰和林民玉, 2016; 张素萍, 2016; 徐凤山和张均龙, 2018)。结合已鉴定物种及已发表文献记录, 汇总编制了平潭岛海域底栖贝类名录, 并对文献记录中的异名参考数据库 WoRMS (<http://www.marinespecies.org>)和 GBIF (<https://www.gbif.org>)进行了校对。根据对现有文献和专著的系统检索和查阅, 对平潭岛海域每种底栖贝类在黄渤海、东海、南海、台湾岛东侧海域以及邻近地区(南澳及南澎列岛、厦门湾、洞头及南麂列岛、澎湖列岛、台湾岛东北部)的分布进行了汇总和分析。

## 2 结果

### 2.1 物种多样性

本研究在平潭岛海域所采集底栖贝类标本中, 共鉴定出58科122属161种。其中多板纲1种; 掘足纲2科2属2种; 腹足纲33科57属79种; 双壳纲22科62属79种。本次研究中有47种为平潭岛海域新记录, 如雕刻窦螺(*Sinum incisum*)、长角螺(*Hemifusus colosseus*)、笠帆螺(*Calyptraea morbida*)、紫彩血蛤(*Nuttallia olivacea*)、施氏獭蛤(*Lutraria sieboldii*)、六角角贝(*Dentalium hexagonum*)等(附录1)。新记录的物种中, 有18种仅采到1个标本, 有8种每种仅采到2个标本。

结合本研究和历史资料, 平潭岛海域已报道的底栖贝类共有98科244属395种(含种下单位), 剔除了人为引入的日本黑鲍(*Haliotis discus*)和皱纹盘鲍(*H. discus hannai*) (表1)。其中, 多板纲3科4属4种, 掘足纲3科3属5种, 两纲合计仅占平潭岛海域底栖贝类总种数的2.3%。腹足纲有51科114属185种, 分别占研究区域底栖贝类科、属、种总数的52.0%、46.7%和46.8%。双壳纲种类最为丰富, 共41科123属201种, 分别占科、属、种总数的41.8%、50.4%和50.9%。

双壳纲中种类最多的科依次为帘蛤科(38种)、

表1 福建平潭岛海域底栖贝类多样性(括号内数值为该族群占科/属/种总数的百分比)

Table 1 Marine benthic shells diversity in the coast and adjacent area of Pingtan Island, Fujian Province. Numbers in parentheses represent proportions of each component in the total numbers of families, genera or species (%).

类群 Taxa	多板纲 Polyplacophora	掘足纲 Scaphopoda	腹足纲 Gastropoda	双壳纲 Bivalvia	总计 Total
科 Family	3 (3.1)	3 (3.1)	51 (52)	41 (41.8)	98
属 Genus	4 (1.6)	3 (1.2)	114 (46.7)	123 (50.4)	244
种 Species	4 (1.0)	5 (1.3)	185 (46.8)	201 (50.9)	395

贻贝科(17种)、樱蛤科(16种)、蚶科(16种)、蛤蜊科(13种)和扇贝科(10种); 腹足纲中种类最丰富的前几个科依次为玉螺科(16种)、骨螺科(16种)、马蹄螺科(13种)和塔螺科(10种)。上述10科每个科的种类均不低于10种, 共计165种, 占平潭岛海域底栖贝类总种数的41.8%。另一方面, 有71科在平潭岛海域的底栖贝类种数不超过3种, 其中有30科每科仅1种, 21科每科仅2种, 20科每科仅3种记录(表2)。

在属的水平上, 仅织纹螺科的织纹螺属(*Nassarius*, 13种)超过了10种, 另有5个属每属种数不低于5种, 分别为帘蛤科的巴非蛤属(*Paphia*, 7种)和镜蛤属(*Dosinia*, 5种)、竹蛭科的竹蛭属(*Solen*, 6种)、鹑螺科的鹑螺属(*Tonna*, 5种)以及蛤蜊科的蛤蜊属(*Macra*, 5种)。共有154属在平潭岛海域每属仅有1种分布记录。

### 2.2 地理分布

平潭岛海域的395种底栖贝类中, 有370种(93.7%)在南海有分布, 324种(82.0%)在东海有分布, 123种(31.1%)在黄渤海有分布, 167种(42.3%)在台湾岛东部海域有分布。根据它们在中国近海浅海海域的分布格局可分为以下6种分布类型(图1):

(I)南海-台湾海峡分布: 共计64种, 占区系总种数的16.2%。其中有不少种类在大陆沿海的分布记录北界止于平潭岛海域, 如葫鹑螺(*Tonna allium*)、褶白蚶(*Acar plicata*)、大獭蛤(*Lutraria maxima*)等。本文新增记录中有22种属于该分布类型, 如六角角贝、东方海笋(*Pholas orientalis*)。

(II)南海-东海分布: 为平潭岛海域底栖贝类地理分布的主要类型, 共计197种, 占区系总种数的49.9%。该分布类型为典型的亚热带性种, 向北延伸至东海海域, 受长江口的阻碍未能继续北上。如日本花棘石鳖(*Liolophura japonica*)、象牙角光贝

表2 福建平潭岛海域底栖贝类的分类学组成(括号内数值为该纲下的属/种总数)

Table 2 Taxonomic composition of marine benthic shells in the coast and adjacent area of Pingtan Island, Fujian Province. Numbers in parentheses represent the total numbers of genera or species in classes.

科 Family	属 Genera	种 Species	科 Family	属 Genera	种 Species
<b>多板纲 Polyplacophora</b>	<b>(4)</b>	<b>(4)</b>	50. 鹑螺科 Tonnidae	1	5
1. 毛肤石鳖科 Acanthochitonidae	1	1	51. 马蹄螺科 Trochidae	6	13
2. 石鳖科 Chitonidae	2	2	52. 蝶螺科 Turbinidae	3	5
3. 锉石鳖科 Ischnochitonidae	1	1	53. 塔螺科 Turridae	8	10
<b>掘足纲 Scaphopoda</b>	<b>(3)</b>	<b>(5)</b>	54. 锥螺科 Turritellidae	1	3
4. 角贝科 Dentaliidae	1	3	55. 蛇螺科 Vermetidae	3	3
5. 纤细象牙贝科 Gadiliniidae	1	1	56. 涡螺科 Volutidae	2	2
6. 光滑象牙贝科 Laevidentaliidae	1	1	57. 衣笠螺科 Xenophoridae	2	2
<b>腹足纲 Gastropoda</b>	<b>(114)</b>	<b>(185)</b>	<b>双壳纲 Bivalvia</b>	<b>(123)</b>	<b>(201)</b>
7. 笠贝科 Acmaeidae	3	5	58. 水鸭蛤科 Anatinellidae	1	1
8. 轮螺科 Architectonicidae	1	2	59. 不等蛤科 Anomiidae	2	2
9. 拟沼螺科 Assimineidae	1	1	60. 蚌科 Arcidae	8	16
10. 滩栖螺科 Batillariidae	1	3	61. 鸟蛤科 Cardiidae	4	7
11. 蛾螺科 Buccinidae	2	3	62. 心蛤科 Carditidae	1	2
12. 蛙螺科 Bursidae	1	2	63. 猿头蛤科 Chamidae	2	3
13. 丽口螺科 Calliostomatidae	2	2	64. 篮蛤科 Corbulidae	2	3
14. 帆螺科 Calyptraeidae	2	2	65. 帽蚌科 Cucullaeidae	1	1
15. 衲螺科 Cancellariidae	2	2	66. 斧蛤科 Donacidae	1	3
16. 冠螺科 Cassidae	2	3	67. 开腹蛤科 Gastrochaenidae	1	1
17. 蟹守螺科 Cerithiidae	1	1	68. 绿螂科 Glauconomidae	1	1
18. 唇齿螺科 Chilodontidae	1	1	69. 蚌蛎科 Glycymerididae	1	1
19. 核螺科 Columbelloidea	1	3	70. 曲蛎科 Gryphaeidae	1	1
20. 盒螺科 Cylichnidae	1	1	71. 钳蛤科 Isognomonidae	1	1
21. 嵌线螺科 Cymatiidae	3	3	72. 拉沙蛤科 Lasaeidae	1	1
22. 宝贝科 Cypraeidae	3	4	73. 鸭嘴蛤科 Laternulidae	1	2
23. 梯螺科 Epitoniidae	3	4	74. 铤蛤科 Limidae	1	1
24. 光螺科 Eulimidae	2	2	75. 满月蛤科 Lucinidae	1	1
25. 细带螺科 Fasciolaridae	1	2	76. 蛤蛎科 Mactridae	5	13
26. 琵琶螺科 Ficidae	1	2	77. 中带蛤科 Mesodesmatidae	1	1
27. 钥孔蛾科 Fissurellidae	2	3	78. 蛤贝科 Mytilidae	10	17
28. 鲍科 Haliotidae	1	1	79. 细纹蚌科 Noetiidae	3	3
29. 阿地螺科 Haminoeidae	1	1	80. 牡蛎科 Ostreidae	6	9
30. 竖琴螺科 Harpidae	1	1	81. 扇贝科 Pectinidae	7	10
31. 滨螺科 Littorinidae	4	4	82. 刀蛸科 Pharidae	3	5
32. 盔螺科 Melongenidae	2	3	83. 海笋科 Pholadidae	4	6
33. 笔螺科 Mitridae	2	2	84. 江珧科 Pinnidae	2	3
34. 骨螺科 Muricidae	8	16	85. 海月蛤科 Placunidae	1	1
35. 花帽贝科 Nacellidae	1	3	86. 襞蛤科 Plicatulidae	1	1
36. 织纹螺科 Nassariidae	1	13	87. 紫云蛤科 Psammobiidae	3	7
37. 玉螺科 Naticidae	10	16	88. 珍珠贝科 Pteriidae	2	5
38. 蜒螺科 Neritidae	1	4	89. 双带蛤科 Semelidae	2	3
39. 榧螺科 Olividae	3	4	90. 截蛸科 Solecurtidae	2	2
40. 梭螺科 Ovulidae	1	2	91. 竹蛸科 Solenidae	1	6
41. 帽贝科 Patellidae	1	1	92. 海菊蛤科 Spondylidae	1	2
42. 皮山螺科 Pisanidae	3	3	93. 樱蛤科 Tellinidae	14	16
43. 汇螺科 Potamididae	2	3	94. 船蛆科 Terebinidae	1	1
44. 西美螺科 Pseudomelatomidae	1	1	95. 色雷西蛤科 Thraciidae	1	1
45. 小塔螺科 Pyramidellidae	1	2	96. 梭蛤科 Trapezidae	1	2
46. 菊花螺科 Siphonariidae	1	3	97. 蹄蛤科 Ungulinidae	1	1
47. 小阳螺科 Solariellidae	2	2	98. 帘蛤科 Veneridae	20	38
48. 凤螺科 Strombidae	1	1	<b>总计 Total</b>	<b>244</b>	<b>395</b>
49. 笋螺科 Terebridae	4	5			



(*Laevidentalium eburneum*)、杂色鲍(*Haliotis diversicolor*)、中国鹑螺(*Tonna chinensis*)、美叶雪蛤(*Clausinella calophylla*)、海月(*Placuna placenta*)等。本文新增记录中有18种属于该分布类型,如雕刻窦螺、笠帆螺。

(III)南海-黄渤海分布: 种类仅次于上一分布类型, 共计109种, 占区系总种数的27.6%。该分布类型为广温性种, 如红条毛肤石鳖(*Acanthochitona rubrolineata*)、嫁蛾(*Cellana toreuma*)、扁玉螺(*Neverita didyma*)、菲律宾蛤仔(*Ruditapes philippinarum*)、大竹蛭(*Solen grandis*)等。其中斯氏无齿蛤(*Anodontia stearnsiana*)尚未见东海海域的分布记录, 但在南海和黄渤海均有分布, 亦归入此分布类型。本文新增记录中有4种属于该分布类型, 如紫彩

血蛤、小楔形蛤(*Sunetta solanderii*)。

(IV)台湾海峡分布: 目前已知分布局限于台湾海峡的仅7种, 占区系总种数的1.8%。包括染色笔螺(*Nebularia inquinata*)、光螺(*Melanella cumingii*)、摺扇笋螺、厚壳鹑螺(*Tonna tessellata*)、长尖石蛭、单色糙鸟蛤(*Acrosterigma simplex*)以及丽肋绒蛤(*Gregariella splendida*)。其中染色笔螺也见于台湾岛东部海域, 光螺也产琉球群岛, 但二者在大陆沿海浅海地区仅见于台湾海峡。

(V)台湾海峡-东海分布: 仅4种, 占区系总种数的1.0%。包括矛唇齿螺(*Engina lanceolata*)、小阳螺(*Solariella delicata*)、扭单齿螺(*Monodonta perplexa*)以及布氏尖蛤蜊(*Oxyperas bernardi*), 其中后两种为本研究新增记录。

(VI)台湾海峡-黄渤海分布: 共14种, 占区系总种数的3.5%。如朝鲜花冠小月螺(*Lunella correensis*)、脉红螺(*Rapana venosa*)、弯竹蛭(*Solen tchangii*)、白笠贝(*Niveotectura pallida*)等。本文新增记录中有1种属于该分布类型, 即口马丽螺(*Calliostoma koma*)。

与研究较为完整的邻近地区区系相比, 平潭岛海域底栖贝类区系与大陆沿岸地区的关系更为密切。研究区域产395种底栖贝类中, 有267种(67.6%)亦产于南澳及南澎列岛海域, 有228种(57.7%)在厦门湾海域有分布, 有242种(61.3%)在洞头及南麂列岛海域有分布(表3)。从共有种的类群组成上看, 南部的两个海域中腹足纲种类的占比略低于双壳纲, 而北部的洞头及南麂列岛则相反(表3)。相比之下, 平潭岛海域底栖贝类区系与台湾海峡东岸的联系相对较弱, 其中仅155种(39.2%)在台湾海峡的澎湖列岛海域有分布, 117种(29.6%)在台湾岛东北部近海海域有分布。在共有种的类群组成上, 两个海域中腹足纲种类的占比均显著高于双壳纲(表3)。在共

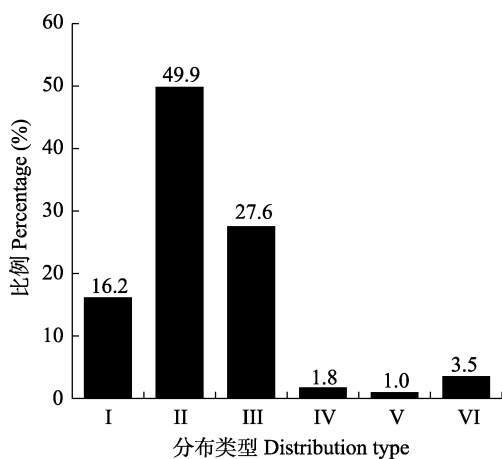


图1 平潭岛海域底栖贝类的地理分布类型。I: 南海-台湾海峡分布; II: 南海-东海分布; III: 南海-黄渤海分布; IV: 台湾海峡分布; V: 台湾海峡-东海分布; VI: 台湾海峡-黄渤海分布。

Fig. 1 Geographical distribution types of marine benthic shell species recorded from Pingtan Island and its adjacent waters. I, South China Sea-Taiwan Strait; II, South China Sea-East China Sea; III, South China Sea-Yellow and Bohai seas; IV, Taiwan Strait; V, Taiwan Strait-East China Sea; VI, Taiwan Strait-Yellow and Bohai seas.

表3 福建平潭岛海域与相邻地点的海洋底栖贝类共有种组成(括号内数值为该类群占共有种总数的百分比)

Table 3 Composition of marine benthic shells shared by Pingtan Island, Fujian Province and adjacent sites. Numbers in parentheses represent proportions of each component in the total numbers of shared species (%).

类群 Taxa	南澳及南澎列岛 Nan'ao & Nanpeng Islands	厦门湾 Xiamen Bay	洞头及南麂列岛 Dongtou & Nanji Islands	澎湖列岛 Penghu Islands	台湾岛东北部 Northeastern Taiwan
多板纲 Polyplacophora	4 (1.5)	4 (1.8)	4 (1.7)	2 (1.3)	4 (3.4)
掘足纲 Scaphopoda	2 (0.7)	3 (1.3)	2 (0.8)	0	0
腹足纲 Gastropoda	121 (45.3)	106 (46.5)	123 (50.8)	90 (58.1)	77 (65.8)
双壳纲 Bivalvia	140 (52.4)	115 (50.4)	113 (46.7)	63 (40.6)	36 (30.8)
合计 Total	267	228	242	155	117

有种的分布类型上, 研究区域与上述五个海域的共有种大部分为II分布型的种类, 依次占共有种总数的53.2%、49.6%、55.0%、58.1%和58.1%。

### 3 讨论

平潭岛海域底栖贝类具典型的亚热带性质, 南海-东海分布型种类占显著优势, 这与福建沿海软体动物区系的整体特征基本一致(王方平和黄一鸣, 1993, 1994)。南海-台湾海峡分布和南海-东海分布的暖水性种占区系总种数的66%, 这一比例低于南海大陆沿岸(80%)而高于东海(56%) (张玺等, 1963), 表明其区系的过渡性质。东海和南海北部动物区系通过台湾海峡联系在一起, 它们之间有许多共有种, 物种相似度较高, 故同属于印度-西太平洋暖水区(王颖等, 2013)。在各种中国近海底栖生物地理区划方案中, 台湾海峡与东海通常被划入同一个地理单元。如Crame (2000)将其划入“东中国海区”, 张玺等(1963)和Liu (2013)将其划入“中国-日本亚区”, Bernard等(1993)将其划入东“中国海省”。徐凤山(1997)认为, 由于台湾海峡低温的浙闽沿岸流的存在, 限制了暖水种向北扩张, 因此台湾海峡与东海以及日本南部归属同一个动物地理省, 与厦门以南的南海(北部)动物地理省是平行的两个单元。本文结果显示, 平潭岛海域的底栖贝类区系与南海北部的南澳及南澎列岛和东海的洞头及南麂列岛的区系关系都非常密切, 甚至与前者的共有种略高于后者。这些共有种大部分属于南海-东海分布的亚热带性种和南海-黄渤海分布的广温性种。相比之下, 平潭岛海域与台湾岛周边海域的联系相对较弱。因此, 在台湾海峡内部沿纬度方向分界的生物地理区划方案(如何利军等, 2021)可能不适用于底栖贝类。

目前有关台湾海峡东岸的底栖贝类区系研究尚欠缺, 尤其是腹足纲的记录甚少(巫文隆和简士杰, 2008), 故本文未与该区域的区系作比较。某些方案中, 澎湖列岛与平潭岛被划入同一地理单元(张玺等, 1963; Crame, 2000; 何利军等, 2021)。本文结果显示, 平潭岛海域底栖贝类区系与距离较近的澎湖列岛区系的共有种远不如南澳及南澎列岛和洞头及南麂列岛。平潭岛海域受冬季浙闽低温沿岸流影响更深, 而澎湖列岛受沿闽浙外海北上的黑潮分支(台湾暖流)的影响, 冬季水温相对较高(徐凤山和张均龙, 2018)。因此, 后者的海洋环境与台湾岛

东海岸、兰屿、绿岛更相近, 区系中也更多为热带太平洋种类, 不宜与台湾海峡西岸或台湾岛西岸一概而论(赖景阳和欧阳盛芝, 1996)。台湾岛东北角受黑潮暖流主流影响显著, 故虽与平潭岛距离较近, 而二者的底栖贝类区系却相去甚远, 和南海南部及琉球群岛的区系基本上相近(中国自然地理编辑委员会, 1979)。虽然台湾海峡地区底栖贝类的区系及其与相邻海域的区划关系尚难以下定论, 但平潭岛海域在海洋环境和种类组成上均与南海和东海大陆沿岸海域地区更为相似, 这是毋庸置疑的。


自王方平和黄一鸣(1993, 1994)报道产平潭岛海域的250种底栖贝类以来, 同时期出版的《中国海湾志》第7分册(福建省北部海湾)增补23种(中国海湾志编纂委员会, 1994), 1997–2018年间出版的《中国动物志》软体动物门相关卷册中累计增补28种。本研究报道了47种平潭岛海域底栖贝类新记录, 将该海域底栖贝类的物种多样性记录增加到了395种。尽管如此, 平潭岛海域现生底栖贝类的情况还需深入研究。一方面, 其中约71%的种类(279种)近年来也曾在台湾海峡西部海域有报道(黄宗国, 2006; 李荣冠, 2010; 李荣冠等, 2017)。另一方面, 王方平和黄一鸣(1993, 1994)报道的平潭岛海域贝类名录中, 有21种双壳纲和22种腹足纲的种类未见于任何后续的文献报道中, 如偏胀蚶(*Arca ventricosa*)、日本日月贝(*Ylistrum japonicum*)、配景轮螺(*Architectonica perspectiva*)、竖琴螺(*Harpa major*)等。这些种类可能是由于区域环境变化或生物群落演替而消失的, 它们在平潭岛海域的分布现状还有待确认。

一些侧重于生态学的研究也在平潭岛海域采集鉴定了大量的贝类标本。如陈昌生(1992)采集鉴定了平潭岛海域软体动物106种, 吕小梅等(2008)鉴定了该海域软体动物44种, 李荣冠(2010)和李荣冠等(2017)先后在该海域鉴定了软体动物144种和179种。但这些研究中均未给出该海域物种名录清单, 其中可能包含一些新分布记录。总而言之, 平潭岛海域的底栖贝类物种多样性还有待完善, 本文的数据可为后续研究提供参考, 为该海域底栖生物资源的合理利用和保护提供依据。

致谢: 感谢中山大学国土资源与环境系的宋爽、沈

嘉聚、邵杏敏、辛悦、蔺雨薇、李宝莹、冯汉、苏广权、罗菊婷在标本制作、鉴定和资料整理过程中的帮助。

## ORCID

胡亮  <https://orcid.org/0000-0002-5861-633X>

## 参考文献

- Bernard FR, Cai YY, Morton B (1993) Catalogue of the Living Marine Bivalve Molluscs of China. Hong Kong University Press, Hong Kong.
- Cai YY (1960) A preliminary investigation on the marine molluscan fauna of Pingtan Island, Fujian. *Journal of Jimei Fisheries*, 1(2), 1–8. (in Chinese) [蔡英亚 (1960) 福建平潭岛海产软体动物的初步调查. *集美学报*, 1(2), 1–8.]
- Cai YY (1966) A preliminary investigation on the Cladocera shells in the coast of Fujian. *Chinese Journal of Zoology*, 8(2), 76–80. (in Chinese) [蔡英亚 (1966) 福建沿海瓣鳃纲贝类的初步调查. *动物学杂志*, 8(2), 76–80.]
- Chen CS (1992) Preliminary investigation on benthic ecology in intertidal zone of Haitan Island. *Journal of Oceanography in Taiwan Strait*, 11, 294–300. (in Chinese with English abstract) [陈昌生 (1992) 海坛岛潮间带底栖生态的初步调查. *台湾海峡*, 11, 294–300.]
- Chen ZY (2012) Study on the Taxonomy of Pyramidellidae of China Seas. PhD dissertation, Institute of Oceanology, Chinese Academy of Sciences, Qingdao, Shandong. (in Chinese with English abstract) [陈志云 (2012) 中国海小塔螺科Pyramidellidae系统分类学研究. 博士学位论文, 中国科学院海洋研究所, 山东青岛.]
- Crame JA (2000) Evolution of taxonomic diversity gradients in the marine realm: Evidence from the composition of recent bivalve faunas. *Paleobiology*, 26, 188–214.
- Dong ZZ (2002) *Fauna Sinica, Invertebrata, Vol. 29*. Science Press, Beijing. (in Chinese) [董正之 (2002) 中国动物志·无脊椎动物, 第二十九卷. 科学出版社, 北京.]
- Editorial Committee of China's Bays (1994) *China's Bays, Vol. 7. Bays of Northern Fujian*. China Ocean Press, Beijing. (in Chinese) [中国海湾志编纂委员会 (1994) 中国海湾志, 第7分册 (福建省北部海湾). 海洋出版社, 北京.]
- Editorial Committee of Physical Geography of China (1979) *Physical Geography of China: Marine Geography*. Science Press, Beijing. (in Chinese) [中国自然地理编辑委员会 (1979) 中国自然地理: 海洋地理. 科学出版社, 北京.]
- Editorial Committee of Pingtan Local Records (2000) *Pingtan Local Records*. China Local Records Publishing House, Beijing. (in Chinese) [平潭县地方志编纂委员会 (2000) 平潭县志. 方志出版社, 北京.]
- He LJ, Ren HM, Xu SS, Zhang J (2021) Phylogeographic pattern of marine fauna in the Indo-West Pacific. *Oceanologia et Limnologia Sinica*, 52, 468–486. (in Chinese with English abstract) [何利军, 任慧敏, 许莎莎, 张经 (2021) 印度洋–西太平洋海洋动物谱系地理演化格局. *海洋与湖沼*, 52, 468–486.]
- Higo S, Callomon P, Goto Y (1999) *Catalogue and Bibliography of the Marine Shell-Bearing Mollusca of Japan*. Elle Scientific Publications, Osaka.
- Hu CH, Tao HJ (1995) *Shells of Taiwan Illustrated in Color*. Museum of Natural Science, Taichung. (in Chinese) [胡忠恒, 陶锡珍 (1995) 台湾现生贝类彩色图鉴. 自然科学博物馆, 台中.]
- Huang YQ, Li RG, Jiang JX (2009) Biodiversity and distribution of mollusc around the waters of islands, Fujian Province. *Marine Sciences*, 33(10), 77–83. (in Chinese with English abstract) [黄雅琴, 李荣冠, 江锦祥 (2009) 福建海岛水域软体动物多样性与分布. *海洋科学*, 33(10), 77–83.]
- Huang ZG (2006) *Diversity of Species in Xiamen Bay, China*. China Ocean Press, Beijing. (in Chinese) [黄宗国 (2006) 厦门湾物种多样性. 海洋出版社, 北京.]
- Huang ZG, Lin M (2012) *The Living Species in China's Seas, Vol. 1*. China Ocean Press, Beijing. (in Chinese) [黄宗国, 林茂 (2012) 中国海洋物种多样性(上册). 海洋出版社, 北京.]
- Lai KY, Ouyang SC (1996) Molluscan fauna of the Penghu Islands (Pescadores). *Annual Taiwan Museum*, 39, 315–385. (in Chinese with English abstract) [赖景阳, 欧阳盛芝 (1996) 澎湖群岛的贝类调查报告. 台湾省立博物馆年刊, 39, 315–385.]
- Li BQ (2007) *Taxonomic and Faunal Study of Turridae (Gastropoda: Neogastropoda) of the China Seas*. PhD dissertation, Institute of Oceanology, Chinese Academy of Sciences, Qingdao, Shandong. (in Chinese with English abstract) [李宝泉 (2007) 中国海塔螺科系统分类学和动物地理学研究. 博士学位论文, 中国科学院海洋研究所, 山东青岛.]
- Li FL, Lin MY (2016) *Fauna Sinica, Invertebrata, Vol. 55*. Science Press, Beijing. (in Chinese) [李凤兰, 林民玉 (2016) 中国动物志·无脊椎动物, 第五十五卷. 科学出版社, 北京.]
- Li RG (2010) *Macrobenthos in Fujian Coastal Zone and Western Taiwan Strait*. China Ocean Press, Beijing. (in Chinese) [李荣冠 (2010) 福建海岸带与台湾海峡西部海域大型底栖生物. 海洋出版社, 北京.]
- Li RG, Wang JJ, Huang YQ, Lin JH, Lin RS (2017) *Intertidal Macrobenthos in Coastal Wetlands, Fujian Province*. China Ocean Press, Beijing. (in Chinese) [李荣冠, 王建军, 黄雅琴, 林俊辉, 林如山 (2017) 福建滨海湿地潮间带大型底栖生物. 海洋出版社, 北京.]
- Liu JY (2013) Status of marine biodiversity of the China Seas. *PLoS ONE*, 8, e50719.
- Lü XM, Fang SH, Zhang YP, Wu PR (2008) Community structure and secondary production of macrobenthos in the



- intertidal zone of Haitan Strait, Fujian Province. *Acta Zoologica Sinica*, 54, 428–435. (in Chinese with English abstract) [吕小梅, 方少华, 张跃平, 吴萍茹 (2008) 福建海坛海峡潮间带大型底栖动物群落结构及次级生产力. *动物学报*, 54, 428–435.]
- Tchang S, Hwang HM (1964) On the Chinese species of Solenidae. *Acta Zoologica Sinica*, 16, 193–209. (in Chinese with English abstract) [张玺, 黄修明 (1964) 中国海竹蛏科的研究. *动物学报*, 16, 193–209.]
- Tchang S, Tsi CY (1962) Economic Fauna of China: Marine Molluscs. Science Press, Beijing. (in Chinese) [张玺, 齐钟彦 (1962) 中国经济动物志: 海产软体动物. 科学出版社, 北京.]
- Tchang S, Tsi CY, Zhang FS, Ma ST (1963) A preliminary study of the demarcation of marine molluscan faunal regions of China and its adjacent waters. *Oceanologia et Limnologia Sinica*, 5, 124–138. (in Chinese with English abstract) [张玺, 齐钟彦, 张福绥, 马绣同 (1963) 中国海软体动物区系区划的初步研究. *海洋与湖沼*, 5, 124–138.]
- Wang FP, Huang YM (1993) Studies on the Prosobranchia fauna of Fujian coast. *Journal of Fujian Normal University (Natural Science)*, 9(4), 85–95. (in Chinese with English abstract) [王方平, 黄一鸣 (1993) 福建沿海前鳃类区系的研究. *福建师范大学学报(自然科学版)*, 9(4), 85–95.]
- Wang FP, Huang YM (1994) Studies on the bivalvia fauna from the Fujian coast. *Journal of Fujian Normal University (Natural Science)*, 10(3), 81–91. (in Chinese with English abstract) [王方平, 黄一鸣 (1994) 福建沿海双壳类区系的研究. *福建师范大学学报(自然科学版)*, 10(3), 81–91.]
- Wang Y, Liu RY, Su JL (2013) *Ocean Geography of China*. Science Press, Beijing. (in Chinese) [王颖, 刘瑞玉, 苏纪兰 (2013) 中国海洋地理. 科学出版社, 北京.]
- Wang ZR (1997) *Fauna Sinica, Mollusca, Bivalvia, Mytiloidea*. Science Press, Beijing. (in Chinese) [王祯瑞 (1997) 中国动物志·软体动物门·双壳纲·贻贝目. 科学出版社, 北京.]
- Wu WL, Jian SJ (2008) *The Mollusks of Taoyuan, Hsinchu, and Miaoli Area, Taiwan*. Taiwan Forestry Bureau, Taipei. (in Chinese) [巫文隆, 简士杰 (2008) 桃竹苗地区贝类研究图志. 台湾“农业委员会林务局”, 台北.]
- Xu FS (1997) *Bivalve Molluscs of China Sea*. Science Press, Beijing. (in Chinese) [徐凤山 (1997) 中国海双壳类软体动物. 科学出版社, 北京.]
- Xu FS (2012) *Fauna Sinica, Invertebrata, Vol. 48*. Science Press, Beijing. (in Chinese) [徐凤山 (2012) 中国动物志·无脊椎动物, 第四十八卷. 科学出版社, 北京.]
- Xu FS, Zhang JL (2018) *Fauna Sinica, Invertebrata, Vol. 57*. Science Press, Beijing. (in Chinese) [徐凤山, 张均龙 (2018) 中国动物志·无脊椎动物, 第五十七卷. 科学出版社, 北京.]
- Yang W, Cai YY, Kuang XM (2017) *Color Atlas of Molluscs of the South China Sea*. China Agriculture Press, Beijing. (in Chinese) [杨文, 蔡英亚, 邝雪梅 (2017) 中国南海经济贝类原色图鉴. 中国农业出版社, 北京.]
- Zhang SP (2007) On nine new record species of Ergalataxinae (Gastropoda, Muricidae) from China coast. *Oceanologia et Limnologia Sinica*, 38, 542–548. (in Chinese with English abstract) [张素萍 (2007) 中国近海爱尔螺亚科九新记录(腹足纲: 骨螺科). *海洋与湖沼*, 38, 542–548.]
- Zhang SP (2008) *Atlas of Marine Molluscs of China*. China Ocean Press, Beijing. (in Chinese) [张素萍 (2008) 中国海洋贝类图鉴. 海洋出版社, 北京.]
- Zhang SP (2016) *Fauna Sinica, Invertebrata, Vol. 56*. Science Press, Beijing. (in Chinese) [张素萍 (2016) 中国动物志·无脊椎动物, 第五十六卷. 科学出版社, 北京.]
- Zhang SP, Ma XT (2004) *Fauna Sinica, Invertebrata, Vol. 34*. Science Press, Beijing. (in Chinese) [张素萍, 马绣同 (2004) 中国动物志·无脊椎动物, 第三十四卷. 科学出版社, 北京.]
- Zhang SP, Zhang JL, Chen ZY, Xu FS (2016) *Mollusks of the Yellow Sea and Bohai Sea*. Science Press, Beijing. (in Chinese) [张素萍, 张均龙, 陈志云, 徐凤山 (2016) 黄渤海软体动物图志. 科学出版社, 北京.]
- Zhang SQ (2015) Study on the Taxonomy and Zoogeography of the Buccinidae of China Seas. PhD dissertation, Institute of Oceanology, Chinese Academy of Sciences, Qingdao, Shandong. (in Chinese with English abstract) [张树乾 (2015) 中国海蛾螺科Buccinidae系统分类学与动物地理学研究. 博士学位论文, 中国科学院海洋研究所, 山东青岛.]
- Zheng XD, Qu XC, Zeng XQ, Li Q (2013) *Atlas of Aquatic Molluscs in China*. Qingdao Publishing House, Qingdao. (in Chinese) [郑小东, 曲学存, 曾晓起, 李琪 (2013) 中国水生贝类图鉴. 青岛出版社, 青岛.]
- Zhong YP, Yang RQ (1996) The new record of Prosobranchia along the Coast of Fujian. *Journal of Xiamen Fisheries College*, 18(1), 50–54. (in Chinese with English abstract) [钟幼平, 杨瑞琼 (1996) 福建沿海前鳃类软体动物种类新记录. *厦门水产学院学报*, 18(1), 50–54.]
- Zhuang QQ (2001) *Fauna Sinica, Mollusca, Bivalvia, Veneridae*. Science Press, Beijing. (in Chinese) [庄启谦 (2001) 中国动物志·软体动物门·双壳纲·帘蛤科. 科学出版社, 北京.]

(责任编辑: 李新正 责任编辑: 闫文杰)

## 附录 Supplementary Material

### 附录1 平潭岛海域底栖贝类名录

Appendix 1 Checklist of marine benthic shells in the coast and adjacent area of Pingtan Island  
<https://www.biodiversity-science.net/fileup/PDF/2021114-1.pdf>



附录 1 平潭岛海域底栖贝类名录。参考文献: a: 本研究; b: 蔡英亚, 1966; c: 王方平和黄一鸣, 1993; d: 王方平和黄一鸣, 1994; e: 中国海湾志编纂委员会, 1994; f: 福建省地方志编纂委员会, 2003; g: 黄雅琴等, 2009; h: 中国动物志及卷号 (12: 王祯瑞, 1997; 24: 庄启谦, 2001; 29: 董正之, 2002; 34: 张素萍和马绣同, 2004; 48: 徐凤山, 2012; 56: 张素萍, 2016; 57: 徐凤山和张均龙, 2018); i: 徐凤山, 1997; j: 黄宗国和林茂, 2012; k: 蔡英亚等, 1990; l: 李凤兰和林民玉, 1999; m: 张素萍, 2007; n: 张树乾和张素萍, 2020; o: 张素萍, 2010; p: 李荣冠, 2010; q: 陈志云, 2012; r: 李宝泉, 2007; s: 张树乾, 2015; t: 杨静文, 2010<sup>1</sup>; u: 李宝泉, 2002<sup>2</sup>; v: 孙启梦, 2014<sup>3</sup>; w: 张素萍和尉鹏, 2011; x: 张玺和齐钟彦, 1962; y: 王祯瑞, 1985; z: 钟幼平和杨瑞琼, 1996.

Appendix 1 Checklist of marine benthic shells in the coast and adjacent area of Pingtan Island. References: a: Present study; b: Cai, 1966; c: Wang & Huang, 1993; d: Wang & Huang, 1994; e: Editorial Committee of China Bay Chronicles, 1994; f: Editorial Committee of Fujian Provincial Records, 2003; g: Huang et al, 2009; h: Fauna Sinica with volume number (12: Wang ZR, 1997; 24: Zhuang QQ, 2001; 29: Dong ZZ, 2002; 34: Zhang SP, Ma XT, 2004; 48: Xu FS, 2012; 56: Zhang SP, 2016; 57: Xu FS, Zhang JL, 2018); i: Xu, 1997; j: Huang & Lin, 2012; k: Cai et al, 1990; l: Li & Lin, 1999; m: Zhang, 2007; n: Zhang & Zhang, 2020; o: Zhang, 2010; p: Li, 2010; q: Chen, 2012; r: Li, 2007; s: Zhang, 2015; t: Yang, 2010<sup>1</sup>; u: Li, 2002<sup>2</sup>; v: Sun, 2014<sup>3</sup>; w: Zhang & Yu, 2011; x: Zhang & Qi, 1962; y: Wang, 1985; z: Zhong & Yang, 1996;

### 多板纲 Polyplacophora

#### 毛肤石鳖科 Acanthochitonidae

1. 红条毛肤石鳖 *Acanthochitona rubrolineata* (Lischke, 1873) [k]

#### 石鳖科 Chitonidae

2. 日本花棘石鳖 *Liolophura japonica* (Lischke, 1873) [a, f, k]

3. 平濂锦石鳖 *Onithochiton hirasei* Pilsbry, 1901 [f]

#### 锉石鳖科 Ischnochitonidae

4. 朝鲜鳞带石鳖 *Lepidozona coreanica* (Reeve, 1847) [k]

### 掘足纲 Scaphopoda

#### 角贝科 Dentaliidae

5. 喇叭肋角贝 *Dentalium buccinulum* Gould, 1859 [e]

6. 六角角贝 *Dentalium hexagonum* Gould, 1859 [a]

7. 肋变角贝 *Dentalium octangulatum* Donovan, 1804 [e]

#### 纤细象牙贝科 Gadiliniidae

8. 胶州湾角贝 *Episiphon kiaochoowwanense* (S. Tchang et C.-Y. Tsi, 1950) [p]

#### 光滑象牙贝科 Laevidentaliidae

9. 象牙光角贝 *Laevidentalium eburneum* (Linnaeus, 1767) [a]

### 腹足纲 Gastropoda

#### 笠贝科 Acmaeidae

10. 白笠贝 *Niveotectura pallida* (Gould, 1859) [c]

11. 史氏背尖贝 *Notoacmea schrenckii* (Lischke, 1868) [a, c, k]

<sup>1</sup> 杨静文 (2010) 中国海域织纹螺科Nassariidae (Mollusca: Gastropoda) 系统分类学和动物地理学研究. 硕士学位论文, 中国科学院研究生院, 北京.

<sup>2</sup> 李宝泉 (2002) 中国海笔螺科的分类学研究. 硕士学位论文, 中国海洋大学, 山东青岛.

<sup>3</sup> 孙启梦 (2014) 中国海蟹守螺科Cerithiidae的系统分类学和动物地理学研究. 硕士学位论文, 中国科学院海洋研究所, 山东青岛.

12. 矮拟帽贝 *Patelloida pygmaea* (Dunker, 1860) [c]
13. 琉球拟帽贝 *Patelloida ryukyensis* T. Nakano et Ozawa, 2005 [n]
14. 鸟爪拟帽贝 *Patelloida saccharina lanx* (Reeve, 1855) [a, c, f]  
    轮螺科 Architectonicidae
15. 鹧鸪轮螺 *Architectonica perdix* (Hinds, 1844) [a, p]
16. 配景轮螺 *Architectonica perspectiva* (Linnaeus, 1758) [c]  
    拟沼螺科 Assimineidae
17. 短拟沼螺 *Optediceros breviculum* (L. Pfeiffer, 1855) [e]  
    滩栖螺科 Batillariidae
18. 古氏滩栖螺 *Batillaria cumingii* (Crosse, 1862) [c, e]
19. 锥形滩栖螺(结节滩栖螺) *Batillaria sordida* (Gmelin, 1791) [c, f, z]
20. 纵带滩栖螺 *Batillaria zonalis* (Bruguière, 1792) [a, c, e, k]  
    蛾螺科 Buccinidae
21. 方斑东风螺 *Babylonia areolata* (Link, 1807) [a, c, e, g, k, x]
22. 泥东风螺 *Babylonia lutosa* (Lamarck, 1816) [c, g, k, x]
23. 褐管蛾螺 *Siphonalia spadicea* (Reeve, 1847) [c, f]  
    蛙螺科 Bursidae
24. 棘赤蛙螺 *Bufonaria perelegans* Beu, 1987 [h34]
25. 习见赤蛙螺 *Bufonaria rana* (Linnaeus, 1758) [a, c, h34, k]  
    丽口螺科 Calliostomatidae
26. 口马丽螺(口马丽口螺) *Calliostoma koma* (Shikama et Habe, 1965) [a]
27. 丽口螺(单一丽口螺) *Tristichotrochus unicus* (Dunker, 1860) [c, h29]  
    帆螺科 Calyptraeidae
28. 笠帆螺 *Calyptraea morbida* (Reeve, 1859) [a]
29. 刺履螺(刺靴螺) *Crepidula gravispinosa* (Kuroda et Habe, 1950) [a, c, j, z]  
    衲螺科 Cancellariidae
30. 金刚螺(金刚衲螺) *Sydaphera spengleriana* (Deshayes, 1830) [c, k]
31. 白带三角口螺 *Trigonaphera bocageana* (Crosse et Debeaux, 1863) [a, c, k]  
    冠螺科 Cassidae
32. 双沟鬘螺 *Phalium bisulcatum* (Schuber et Wangner, 1829) [a, c, h34, k]
33. 沟纹鬘螺 *Phalium strigatum* (Gmelin, 1791) [c, h34, k]
34. 球鬘螺 *Semicassis bisulcata* (Schubert et J. A. Wagner, 1829) [x]  
    蟹守螺科 Cerithiidae
35. 蕾丝蟹守螺 *Cerithium dialeucum* Phillippi, 1849 [v]  
    唇齿螺科 Chilodontidae
36. 粗糙真蹄螺 *Euchelus scaber* (Linnaeus, 1758) [c, f]  
    核螺科 Columbelloidea
37. 丽核螺 *Mitrella albuginosa* (Reeve, 1859) [c, e, k]
38. 双带核螺(双带小笔螺) *Mitrella bicincta* (Gould, 1860) [z]
39. 布尔核螺 *Mitrella burchardi* (Dunker, 1877) [c]  
    盒螺科 Cylichnidae
40. 圆筒原盒螺 *Cylichna biplicata* (A. Adams in Sowerby, 1850) [p]  
    嵌线螺科 Cymatiidae
41. 圆肋嵌线螺 *Cymatium cutaceum* (Lamarck, 1816) [h34]

42. 粒蝌蚪螺(粒神螺) *Gyrineum natator* (Röding, 1798) [a, c, e, h34, k]
43. 环沟嵌线螺(尾嵌线螺) *Linatella caudata* (Gmelin, 1791) [c]  
宝贝科 Cypraeidae
44. 玛瑙拟枣贝 *Erronea onyx* (Linnaeus, 1758) [c, j, k, w]
45. 黍斑眼球贝 *Naria miliaris* (Gmelin, 1791) [c]
46. 紫眼球贝 *Naria poraria* (Linnaeus, 1758) [c]
47. 细焦掌贝(日本细焦掌贝) *Purpuradusta gracilis* (Gaskoin, 1849) [c, k]  
梯螺科 Epitoniidae
48. 尖高旋螺 *Acrilla acuminata* (G.B. Sowerby II, 1844) [a, c, e, k]
49. 日本棘梯螺 *Epitonium japonicum* (Dunker, 1861) [c]
50. 梯螺 *Epitonium scalare* (Linnaeus, 1758) [c]
51. 迷乱环肋螺 *Gyroscala commutata* (Monterosato, 1877) [z]  
光螺科 Eulimidae
52. 双带瓷光螺 *Eulima bifascialis* (A. Adams, 1863) [p]
53. 光螺 *Melanella cumingii* (A. Adams, 1854) [z]  
细带螺科 Fasciolaridae
54. 塔形纺锤螺 *Fusinus forceps* (Perry, 1811) [c, k]
55. 长尾纺锤螺 *Fusinus longicaudus* (Lamarck, 1816) [a, c]  
琵琶螺科 Ficidae
56. 白带琵琶螺 *Ficus ficus* (Linnaeus, 1758) [a, c, h34, k, x; z]
57. 长琵琶螺 *Ficus gracilis* (G.B. Sowerby I, 1825) [h34, k]  
钥孔蛾科 Fissurellidae
58. 鼠眼孔蛾 *Diodora mus* (Reeve, 1850) [a, c]
59. 勒氏孔蛾(瑞氏眼孔蛾) *Diodora reevei* (Schepman, 1908) [a]
60. 中华盾蛾 *Scutus sinensis* (Blainville, 1825) [c, k]  
鲍科 Haliotidae
- \* 日本黑鲍 *Haliotis discus* Reeve, 1846 [z] 引入种
- \* 皱纹盘鲍 *Haliotis discus hannai* Ino, 1953 [a] 引入种
61. 杂色鲍 *Haliotis diversicolor* Reeve, 1846 [c, f, k]  
阿地螺科 Haminoeidae
62. 泥螺 *Bullacta caurina* (Benson, 1842) [e, k]  
竖琴螺科 Harpidae
63. 竖琴螺 *Harpa major* Röding, 1798 [c]  
滨螺科 Littorinidae
64. 塔结节滨螺(平凡屋顶螺) *Echinolittorina pascua* (Rosewater, 1970) [c, k]
65. 粗糙拟滨螺(粗糙滨螺) *Littoraria scabra* (Linnaeus, 1758) [c]
66. 短滨螺 *Littorina brevicula* (Philippi, 1844) [c, k]
67. 粒结节滨螺(粒屋顶螺) *Nodilittorina radiata* (Souleyet, 1852) [c, k]  
盔螺科 Melongenidae
68. 细角螺 *Brunneifusus ternatanus* (Gmelin, 1791) [c, k]
69. 长角螺(大角螺) *Hemifusus colosseus* (Lamarck, 1816) [a]
70. 管角螺 *Hemifusus tuba* (Gmelin, 1791) [a, c, g, k]  
笔螺科 Mitridae
71. 中国笔螺 *Isara chinensis* (Gray, 1834) [c, k, u]

72. 染色笔螺(色笔螺) *Nebularia inquinata* (Reeve, 1844) [c, u]  
骨螺科 Muricidae
73. 亚洲棘螺 *Chicoreus asianus* Kuroda, 1942 [a, c, k]
74. 焦棘螺 *Chicoreus torrefactus* (G. B. Sowerby II, 1841) [c]
75. 蛎敌荔枝螺 *Indothais gradata* (Jonas, 1846) [c, k]
76. 钩棘骨螺 *Murex aduncospinosus* G. B. Sowerby II, 1841 [c, f, z]
77. 栉棘骨螺 *Murex pecten* Lightfoot, 1786 [c]
78. 浅缝骨螺 *Murex trapa* Röding, 1798 [a, c, e, k]
79. 无花果奥兰螺 *Orania ficula* (Reeve, 1848) [m]
80. 铅色奥兰螺 *Orania livida* (Reeve, 1846) [m]
81. 红螺(皱红螺) *Rapana bezoar* (Linnaeus, 1767) [c, e, f, k, x]
82. 梨形红螺 *Rapana rapiformis* (Born, 1778) [c, f]
83. 脉红螺 *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846) [a, c, e, f]
84. 瘤荔枝螺 *Reishia bronni* (Dunker, 1860) [c, f]
85. 疣荔枝螺 *Thais clavigera* Küster, 1860 [a, c, e, k]
86. 爪哇荔枝螺 *Thais javanica* (Philippi, 1848) [a]
87. 黄口荔枝螺 *Thais luteostoma* (Holten, 1803) [a, c, k]
88. 直吻骨螺 *Vokesimurex rectirostris* (G. B. Sowerby II, 1841) [c, f]  
花帽贝科 Nacellidae
89. 斗嫁蛾 *Cellana grata* (Gould, 1859) [a, c]
90. 龟甲蛾 *Cellana testudinaria* (Linnaeus, 1758) [a]
91. 嫁蛾 *Cellana toreuma* (Reeve, 1854) [a, c, f, k]  
织纹螺科 Nassariidae
92. 方形织纹螺(缝合海因螺) *Nassarius acuminatus* (Marrat, 1880) [c, f, s]
93. 雕刻织纹螺 *Nassarius caelatus* (A. Adams, 1852) [c]
94. 方格织纹螺 *Nassarius conoidalis* (Deshayes, 1832) [a, k]
95. 秀丽织纹螺(习见织纹螺) *Nassarius festivus* (Powys, 1835) [c, e, k]
96. 节织纹螺 *Nassarius hepaticus* (Pulteney, 1799) [a, c, k, t]
97. 爪哇织纹螺 *Nassarius javanus* (Schepman, 1891) [t]
98. 暗色织纹螺(胆形织纹螺) *Nassarius pullus* (Linnaeus, 1758) [c, k]
99. 光织纹螺 *Nassarius rutilans* (Reeve) [c]
100. 半褶织纹螺 *Nassarius sinarum* (Philippi, 1851) [a, c, t]
101. 西格织纹螺 *Nassarius siquijorensis* (A. Adams, 1852) [c, e, k]
102. 红带织纹螺 *Nassarius succinctus* (A. Adams, 1852) [c, k]
103. 扩张织纹螺 *Nassarius sufflatus* (Gould, 1860) [o, t]
104. 纵肋织纹螺 *Nassarius variciferus* (A. Adams, 1852) [a, c]  
玉螺科 Naticidae
105. 乳头真玉螺(真玉螺) *Eunaticina papilla* (Gmelin, 1791) [a, c, h56]
106. 福氏玉螺 *Euspira gilva* (Philippi, 1851) [x]
107. 广大扁玉螺 *Glossaulax didyma ampla* (Philippi, 1849) [f]
108. 囊形扁玉螺 *Glossaulax vesicalis* (Philippi, 1848) [h56]
109. 微黄镰玉螺 *Lunatica gilva* (Philippi, 1851) [a, c, e, h56]
110. 黑田乳玉螺(大口乳玉螺) *Mammilla kurodai* (Iw. Taki, 1944) [a, h56]
111. 双带玉螺 *Natica bibalteata* (Linnaeus, 1758) [h56]





凤螺科 Strombidae

146. 强缘凤螺 *Margistrombus robustus* (G.B. Sowerby III, 1875) [c, h56, k]

笋螺科 Terebridae

147. 双层螺 *Duplicaria duplicata* (Linnaeus, 1758) [a, e]  
148. 平户双层螺 *Duplicaria hiradoensis* (Pilsbry, 1921) [l]  
149. 棒矛螺 *Hastula bacillus* (Deshayes, 1859) [l]  
150. 摺扇笋螺 *Punctoterebra nitida* (Hinds, 1844) [z]  
151. 三列笋螺 *Terebra triseriata* Gray, 1834 [c]

鹑螺科 Tonnidae

152. 葫鹑螺 *Tonna allium* (Dillwyn, 1817) [a]  
153. 中国鹑螺(丽鹑螺) *Tonna chinensis* (Dillwyn, 1817) [c, f, h34, k, x]  
154. 带鹑螺 *Tonna galea* (Linnaeus, 1758) [a, c, f]  
155. 沟鹑螺 *Tonna sulcosa* (Born, 1778) [a, c, g, k]  
156. 厚壳鹑螺 *Tonna tessellata* (Lamarck, 1816) [c, f]

马蹄螺科 Trochidae

157. 斑隐螺 *Clanculus stigmatarius* A. Adams, 1853 [c, f]  
158. 古琴多子螺(古琴拟口螺) *Granata lyrata* (Pilsbry, 1890) [a]  
159. 单齿螺 *Monodonta labio* (Linnaeus, 1758) [a, c, h29, k, x]  
160. 拟蜒单齿螺 *Monodonta neritoides* (Philippi, 1849) [a]  
161. 扭单齿螺 *Monodonta perplexa* Pilsbry, 1889 [a]  
162. 银口凹螺 *Tegula argyrostoma* (Gmelin, 1791) [a, c, h29, k, x]  
163. 黑凹螺 *Tegula nigerrima* (Gmelin, 1791) [c, h29]  
164. 锈凹螺 *Tegula rustica* (Gmelin, 1791) [a, c, h29, k, x]  
165. 马蹄螺 *Trochus maculatus* Linnaeus, 1758 [c, f, k]  
166. 齿轮马蹄螺 *Trochus rota* Dunker, 1860 [c, f]  
167. 肋蛞螺 *Umbonium costatum* (Kiener, 1839) [a, c, e, f, h29]  
168. 托氏蛞螺 *Umbonium thomasi* (Crosse, 1863) [a, c]  
169. 蛞螺 *Umbonium vestiarius* (Linnaeus, 1758) [a, c, f, k]

蝶螺科 Turbinidae

170. 红底星螺(紫底星螺) *Astrarium haematragum* (Menke, 1829) [a, c, h29, k]  
171. 朝鲜花冠小月螺 *Lunella correensis* (Récluz, 1853) [c, f, k]  
172. 粒花冠小月螺 *Lunella granulata* (Gmelin, 1791) [a, c, h29, k]  
173. 节蝶螺 *Turbo articulatus* Reeve, 1848 [c, f, k]  
174. 角蝶螺 *Turbo cornutus* Lightfoot, 1786 [a, c, h29, k]

塔螺科 Turridae

175. 川村短口螺 *Cheungbeia kawamurae* Habe et Kosuge, 1966 [a]  
176. 黄短口螺 *Clathrodrillia flavidula* (Lamarck, 1822) [c, e, k]  
177. 美丽蕾螺 *Gemmula speciosa* (Reeve, 1842) [e]  
178. 黑田短口螺 *Inquisitor kuroodai* (Habe et Kosuge, 1966) [a]  
179. 假主棒螺 *Inquisitor pseudoprincipalis* (Yokoyama, 1920) [c, e, k, r]  
180. 白龙骨乐飞螺 *Lophiotoma leucotropis* (A. Adams et Reeve, 1850) [a, c, e, k]  
181. 细长克拉螺 *Paraclathurella gracilentia* (Reeve, 1843) [r]  
182. 爪哇拟塔螺 *Turricula javana* (Linnaeus, 1767) [a, c]  
183. 假奈拟塔螺 *Turricula nelliae spuria* (Hedley, 1922) [a, c, e]

184. 细肋蕾螺 *Unedogemmula deshayesii* (Doumet, 1840) [c]  
锥螺科 Turritellidae
185. 棒锥螺 *Turritella bacillum* Kiener, 1843 [c, g, k]
186. 带锥螺 *Turritella cingulifera* G. B. Sowerby I, 1825 [c, f]
187. 笋锥螺 *Turritella terebra* (Linnaeus, 1758) [a, c, f]  
蛇螺科 Vermetidae
188. 大管蛇螺 *Ceraesignum maximum* (G.B. Sowerby I, 1825) [a]
189. 覆瓦小蛇螺 *Thylacodes adamsii* (Mörch, 1859) [a, c, k]
190. 紧卷蛇螺 *Vermetus renisectus* (Carpenter, 1857) [a, k]  
涡螺科 Volutidae
191. 电光螺 *Fulgoraria rupestris* (Gmelin, 1791) [c]
192. 瓜螺 *Melo melo* (Lightfoot, 1786) [c, f, k]  
衣笠螺科 Xenophoridae
193. 光衣笠螺 *Onustus exuta* (Reeve, 1842) [a, k]
194. 中华衣笠螺(砾壳衣笠螺) *Stellaria sinensis* (Philippi, 1841) [a]

## 双壳纲 Bivalvia

### 水鸭蛤科 Anatinellidae

195. 鸟喙小脆蛤 *Raeta pulchella* (A. Adams et Reeve, 1850) [p]  
不等蛤科 Anomiidae

196. 中国不等蛤 *Anomia chinensis* Philippi, 1849 [d]
197. 难解不等蛤 *Enigmonia aenigmatica* (Holten, 1802) [d, e]  
蚶科 Arcidae

198. 褶白蚶 *Acar plicata* (Dillwyn, 1817) [i, j, k]
199. 毛蚶 *Anadara kagoshimensis* (Tokunaga, 1906) [d, x]
200. 赛氏毛蚶 *Anadara satowi* (Dunker, 1882) [d, i, j]
201. 布氏蚶 *Arca boucardi* Jousseaume, 1894 [a, b, d, i]
202. 偏胀蚶 *Arca ventricosa* Lamarck, 1819 [d]
203. 双纹须蚶 *Barbatia bistrigata* (Dunker, 1866) [a, d, f]
204. 青蚶 *Barbatia virescens* (Reeve, 1844) [a, b, d, e, k, x]
205. 斑顶须蚶 *Mesocibota signata* (Dunker, 1868) [i, j]
206. 不等壳毛蚶 *Scapharca inaequalvis* Bruguière, 1789 [a]
207. 日本毛蚶 *Scapharca japonica* (Reeve, 1844) [d, e, f, i, j]
208. 唇毛蚶 *Scapharca labiosa* (G.B. Sowerby I, 1833) [a, d, f]
209. 泥蚶 *Tegillarca granosa* (Linnaeus, 1758) [a, b, d, k, x]
210. 结蚶 *Tegillarca nodifera* Martens, 1860 [a, d, k]
211. 鳞片扭蚶 *Trisidos kiyonoi* (Makiyama, 1931) [i, j, k]
212. 半扭蚶 *Trisidos semitorta* (Lamarck, 1819) [a]
213. 扭蚶 *Trisidos tortuosa* (Linnaeus, 1758) [d]

### 鸟蛤科 Cardiidae

214. 粗糙鸟蛤 *Acrosterigma impolitum* (G.B. Sowerby II, 1834) [d, f]
215. 单色糙鸟蛤 *Acrosterigma simplex* (Spengler, 1799) [h48]
216. 隆脊鸟蛤 *Fragum carinatum* (Lynge, 1909) [d, f]
217. 砂糙鸟蛤(沙糙鸟蛤) *Trachycardium arenicolum* (Reeve, 1845) [a, b, d, f, h48, j]

218. 亚洲鸟蛤 *Vepricardium asiaticum* (Bruguière, 1789) [d]  
219. 多刺鸟蛤 *Vepricardium multispinosum* (G.B. Sowerby II, 1839) [a]  
220. 中华鸟蛤 *Vepricardium sinense* (G.B. Sowerby II, 1839) [a, d]  
心蛤科 Carditidae  
221. 斜纹心蛤 *Cardita leana* Dunker, 1860 [a, h48]  
222. 异纹心蛤 *Cardita variegata* Bruguière, 1792 [b, d, k]  
猿头蛤科 Chamidae  
223. 敦氏猿头蛤(半紫猿头蛤) *Chama dunkeri* Lischke, 1870 [b, d, j]  
224. 太平洋猿头蛤(扭曲猿头蛤) *Chama pacifica* Broderip, 1835 [d, i, j, k]  
225. 反转拟猿头蛤 *Pseudochama retroversa* (Lischke, 1870) [i, j]  
篮蛤科 Corbulidae  
226. 光滑河篮蛤 *Potamocorbula laevis* (Hinds, 1843) [d, e]  
227. 红齿硬篮蛤 *Solidicorbula erythron* (Lamarck, 1818) [a, d]  
228. 衣硬篮蛤 *Solidicorbula tunicata* (Hinds, 1843) [a]  
帽蚶科 Cucullaeidae  
229. 粒帽蚶 *Cucullaea granulosa* Jonas, 1846 [d, f]  
斧蛤科 Donacidae  
230. 楔形斧蛤 *Donax cuneatus* Linnaeus, 1758 [a, d, j]  
231. 狄氏斧蛤 *Donax incarnatus* Gmelin, 1791 [d]  
232. 紫藤斧蛤 *Donax semigranosus* Dunker, 1877 [a, d]  
开腹蛤科 Gastrochaenidae  
233. 多粒开腹蛤 *Eufistulana grandis* (Deshayes, 1855) [d]  
绿螂科 Glauconomidae  
234. 中国绿螂 *Glauconome chinensis* Gray, 1828 [e]  
蚶蜊科 Glycymerididae  
235. 衣蚶蜊 *Glycymeris vestita* (Dunker, 1877) [a, d, i, j]  
曲蛎科 Gryphaeidae  
236. 舌骨牡蛎 *Hytissa hyotis* (Linnaeus, 1758) [a, d]  
钳蛤科 Isognomonidae  
237. 豆荚钳蛤 *Isognomon legumen* (Gmelin, 1791) [d, j, k]  
拉沙蛤科 Lasaeidae  
238. 拟斧蛤(长圆拟斧蛤) *Nipponomysella oblongata* (Yokoyama, 1922) [p]  
鸭嘴蛤科 Laternulidae  
239. 剖刀鸭嘴蛤 *Laternula boschasina* (Reeve, 1860) [d]  
240. 渤海鸭嘴蛤 *Laternula gracilis* (Reeve, 1860) [b, d, e, k]  
铧蛤科 Limidae  
241. 函馆雪铧蛤(函馆铧蛤) *Limaria hakodatensis* (Tokunaga, 1906) [e]  
满月蛤科 Lucinidae  
242. 斯氏无齿蛤(满月无齿蛤) *Anodontia stearnsiana* (Oyama, 1954) [d]  
蛤蜊科 Mactridae  
243. 奇獭蛤 *Lutraria impar* Reeve, 1854 [j]  
244. 大獭蛤 *Lutraria maxima* Jonas, 1844 [j]  
245. 菲律宾獭蛤(弓獭蛤) *Lutraria rhynchaena* Jonas, 1844 [d, f, j]  
246. 施氏獭蛤 *Lutraria sieboldii* Reeve, 1854 [a]



247. 西施舌 *Mactra antiquata* Spengler, 1802 [d, e, g, k, x]  
248. 中国蛤蜊 *Mactra chinensis* Philippi, 1846 [d, g]  
249. 楔蛤蜊 *Mactra cuneata* Gmelin, 1791 [a]  
250. 平蛤蜊 *Mactra mera* Reeve, 1854 [a]  
251. 四角蛤蜊 *Mactra quadrangularis* Reeve, 1854 [d, e, k]  
252. 角小蛤蜊 *Mactrotoma angulifera* (Reeve, 1854) [j]  
253. 透明立蛤 *Meropesta pellucida* (Gmelin, 1791) [j]  
254. 中日立蛤 *Meropesta sinojaponica* Zhuang, 1983 [d]  
255. 布氏尖蛤蜊(巴氏长轴蛤) *Oxyperas bernardi* (Pilsbry, 1904) [a]  
中帶蛤科 Mesodesmatidae  
256. 锈色朽叶蛤 *Coecella turgida* Deshayes, 1855 [a, d]  
贻贝科 Mytilidae  
257. 凸壳肌蛤 *Arcuatula senhousia* (Benson, 1842) [b, d, e, k]  
258. 丽肋绒蛤(丽肋绒贻贝) *Gregariella splendida* (Reeve, 1858) [i, j]  
259. 长尖石蛭 *Leiosolenus lepteces* (Wang, 1997) [h12, j]  
260. 短石蛭 *Leiosolenus lischkei* M. Huber, 2010 [b, d, h12, i, k]  
261. 细尖石蛭 *Leiosolenus mucronatus* (Philippi, 1846) [h12]  
262. 耳偏顶蛤 *Modiolus auriculatus* (Krauss, 1848) [h12, i, j]  
263. 带偏顶蛤(须偏顶蛤) *Modiolus comptus* (G.B. Sowerby III, 1915) [a, b, d, h12]  
264. 麦氏偏顶蛤(角偏顶蛤) *Modiolus moduloides* (Röding, 1798) [b, d, h12, k]  
265. 菲律宾偏顶蛤 *Modiolus philippinarum* (Hanley, 1843) [d]  
266. 心形肌蛤 *Musculus cumingianus* (Reeve, 1857) [h12, i, j, k]  
267. 紫贻贝 *Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819 [a, d]  
268. 厚壳贻贝 *Mytilus unguiculatus* Valenciennes, 1858 [b, d, h12, i, j, x]  
269. 翡翠贻贝(翡翠股贻贝) *Perna viridis* (Linnaeus, 1758) [a, h12]  
270. 隆起隔贻贝 *Septifer excisus* (Wiegmann, 1837) [d]  
271. 条纹隔贻贝 *Septifer virgatus* (Wiegmann, 1837) [a, b, d, f, h12, k]  
272. 毛贻贝(栉毛短齿蛤) *Trichomya hirsuta* (Lamarck, 1819) [a, b, d, f, h12, i, k]  
273. 黑荞麦蛤(黑偏顶蛤) *Xenostrobus atratus* (Lischke, 1871) [b, d, e, k]  
细纹蚶科 Noetiidae  
274. 棕栉毛蚶(褐蚶) *Didimacar tenebrica* (Reeve, 1844) [a, b, d, k]  
275. 橄榄蚶 *Estellacar olivacea* (Reeve, 1844) [b, d]  
276. 对称拟蚶 *Striarca symmetrica* (Reeve, 1844) [d, f, k]  
牡蛎科 Ostreidae  
277. 褶牡蛎 *Alectryonella plicatula* (Gmelin, 1791) [b, k]  
278. 近江巨牡蛎(近江牡蛎) *Crassostrea ariakensis* (Fujita, 1913) [a, d]  
279. 长牡蛎 *Crassostrea gigas* (Thunberg, 1793) [a, d]  
280. 齿牡蛎(薄片牡蛎) *Dendostrea folium* (Linnaeus, 1758) [a]  
281. 密鳞牡蛎 *Ostrea denselamellosa* Lischke, 1869 [a, b, d, k]  
282. 棘刺牡蛎 *Saccostrea echinata* (Quoy et Gaimard, 1835) [a, b, d, k]  
283. 团聚牡蛎 *Saccostrea glomerata* (Gould, 1850) [d]  
284. 刺牡蛎(僧帽牡蛎) *Saccostrea kegaki* Torigoe et Inaba, 1981 [d, x]  
285. 猫爪牡蛎 *Talonostrea talonata* Li et Qi, 1994 [a, d, f]  
扇贝科 Pectinidae

286. 栉孔扇贝 *Azumapecten farreri* (Jones et Preston, 1904) [a, d]
287. 异纹栉孔扇贝 *Chlamys irregularis* (G.B. Sowerby II, 1842) [a, d, f, i, k]
288. 鳞锦海扇 *Chlamys squamata* (Gmelin, 1791) [a]
289. 优拟套扇贝 *Excellichlamys spectabilis* (Reeve, 1853) [i, y]
290. 白条类栉孔扇贝(白条栉孔扇贝) *Mimachlamys albolineata* (G.B. Sowerby II, 1842) [a]
291. 华贵类栉孔扇贝 *Mimachlamys crassicostata* (G.B. Sowerby II, 1842) [d]
292. 嵌条扇贝 *Pecten albicans* (Schröter, 1802) [b, d, f, k]
293. 箱型扇贝(箱型栉孔扇贝) *Pecten pyxidatus* (Born, 1778) [a, b, d, i, k]
294. 新加坡掌扇贝(花鹊栉孔扇贝) *Volachlamys singaporina* (G.B. Sowerby II, 1842) [b, d, k]
295. 日本日月贝 *Ylistrum japonicum* (Gmelin, 1791) [d]

刀蛭科 Phariidae

296. 小刀蛭 *Cultellus attenuatus* Dunker, 1862 [a, b, d, k]
297. 尖刀蛭 *Cultellus subellipticus* Dunker, 1862 [e, g]
298. 小荚蛭 *Siliqua minima* (Gmelin, 1791) [d]
299. 辐射荚蛭 *Siliqua radiata* (Linnaeus, 1758) [d]
300. 缢蛭 *Sinonovacula constricta* (Lamarck, 1818) [a, b, d, e, x]

海笋科 Pholadidae

301. 全海笋 *Barnea australasiae* (G.B. Sowerby II, 1849) [e, j, k]
302. 脆壳全海笋 *Barnea fragilis* (G.B. Sowerby II, 1849) [b, i, k]
303. 马尼拉海笋 *Barnea manilensis* (Philippi, 1847) [a, d]
304. 马特海笋 *Martesia striata* (Linnaeus, 1758) [d]
305. 波纹沟海笋 *Penitella gabbii* (Tryon, 1863) [b, d]
306. 东方海笋 *Pholas orientalis* Gmelin, 1791 [a]

江珧科 Pinnidae

307. 栉江珧 *Atrina pectinata* (Linnaeus, 1767) [b, d, g, k]
308. 羽状江珧 *Atrina penna* (Reeve, 1858) [b, d, f]
309. 细长裂江珧 *Pinna attenuata* Reeve, 1858 [d, f]

海月蛤科 Placunidae

310. 海月 *Placuna placenta* (Linnaeus, 1758) [b, d, x]

襞蛤科 Plicatulidae

311. 简易襞蛤 *Plicatula regularis* Philippi, 1849 [a]

紫云蛤科 Psammobiidae

312. 长紫蛤(紫蛤) *Gari elongata* (Lamarck, 1818) [d, f]
313. 射带紫云蛤 *Gari radiata* (Dunker in Philippi, 1845) [d]
314. 截形紫云蛤 *Gari truncata* (Linnaeus, 1767) [a]
315. 绿紫蛤 *Gari virescens* (Deshayes, 1855) [d, f]
316. 中国紫蛤 *Hiatula chinensis* (Mörch, 1853) [a, b, d, f, k]
317. 双线紫蛤 *Hiatula diphos* (Linnaeus, 1771) [b, d]
318. 紫彩血蛤 *Nuttallia olivacea* (Jay, 1857) [a]

珍珠贝科 Pteriidae

319. 长耳珠母贝 *Pinctada chemnitzii* (Philippi, 1849) [d, f]
320. 马氏珠母贝(合浦珠母贝) *Pinctada imbricata* Röding, 1798 [b, d]
321. 珠母贝 *Pinctada margaritifera* (Linnaeus, 1758) [d, f]
322. 美丽珍珠贝 *Pteria formosa* (Reeve, 1857) [d, f]

323. 短翼珍珠贝 *Pteria heteroptera* (Lamarck, 1819) [d, f]  
双带蛤科 Semelidae
324. 小月阿布蛤 *Abra lunella* (Gould, 1861) [p]
325. 索纹双带蛤(中华双带蛤) *Semele cordiformis* (Holten, 1802) [b, h57]
326. 粗纹双带蛤 *Semele scabra* (Hanley, 1843) [d]  
截蛭科 Solecurtidae
327. 狭仿缢蛭(狭佐吉蛤) *Azorinus coarctatus* (Gmelin, 1791) [a]
328. 总角截蛭 *Solecurtus divaricatus* (Lischke, 1869) [a, d]  
竹蛭科 Solenidae
329. 短竹蛭 *Solen brevissimus* Martens, 1865 [d, f, g]
330. 赤竹蛭 *Solen gordonis* Yokoyama, 1920 [d, f]
331. 大竹蛭 *Solen grandis* Dunker, 1861 [a, b, d, k, x]
332. 紫斑竹蛭 *Solen sloanii* Gray, 1843 [a]
333. 长竹蛭 *Solen strictus* Gould, 1861 [b, d]
334. 弯竹蛭 *Solen tchangi* M. Huber, 2010 [e]  
海菊蛤科 Spondylidae
335. 尼科巴海菊蛤 *Spondylus nicobaricus* Schreibers, 1793 [a, d, k]
336. 棘刺海菊蛤 *Spondylus spinosus* Schreibers, 1793 [d]  
樱蛤科 Tellinidae
337. 矛角樱蛤(被角樱蛤) *Angulus lanceolatus* (Gmelin, 1791) [e, h57]
338. 衣角樱蛤(衣角蛤) *Angulus vestalis* (Hanley, 1844) [a, e, h57]
339. 拟衣角樱蛤 *Hanleyanus vestalioides* Yokoyama 1920 [d, h57]
340. 彩虹明樱蛤 *Iridona iridescens* (Benson, 1842) [d, e]
341. 菲律宾明樱蛤 *Jitlada philippinarum* (Hanley, 1844) [e]
342. 沟纹智兔蛤(沟纹巧樱蛤) *Leporimetis coarctata* (Philippi, 1845) [h57]
343. 布氏马加蛤(布氏马甲蛤) *Macalia bruguieri* (Hanley, 1844) [a, h57]
344. 美女白樱蛤 *Macoma candida* (Lamarck, 1878) [a, e, f, g]
345. 江户明樱蛤 *Moerella jedoensis* (Lischke, 1872) [e, h57]
346. 亮樱蛤 *Nitidotellina hokkaidoensis* (Habe, 1961) [h57]
347. 小亮樱蛤 *Nitidotellina lischkei* M. Huber, Langleit et Kreipl, 2015 [e, p]
348. 前裂白樱蛤(截形白樱蛤) *Psammacoma gubernaculum* (Hanley, 1844) [e]
349. 闪光桔蛤(枕蛤) *Pulvinus micans* (Hanley, 1844) [p]
350. 透明美丽蛤(拟箱美丽蛤) *Serratina diaphana* (Deshayes, 1855) [b, d, h57]
351. 仿樱蛤(帝汶樱蛤) *Tellinides timorensis* Lamarck, 1818 [h57]
352. 蜊樱蛤 *Tellinimactra edentula* (Spengler, 1798) [a, h57]  
船蛆科 Teredinidae
353. 船蛆 *Teredo navalis* Linnaeus, 1758 [b, d, k, x]  
色雷西蛤科 Thraciidae
354. 金星蝶铰蛤 *Trigonothracia jinxiingae* F.-S. Xu, 1980 [e]  
棱蛤科 Trapezidae
355. 纹斑棱蛤 *Neotrapezium liratium* (Reeve, 1843) [b, d]
356. 次光滑棱蛤(亚光棱蛤) *Neotrapezium sublaevigatum* (Lamarck, 1819) [i]  
蹄蛤科 Ungulinidae
357. 托氏圆蛤(津知圆蛤) *Cycladicama tsuchii* Yamamoto et Habe, 1961 [p]

帘蛤科 Veneridae

358. 对角蛤 *Antigona lamellaris* Schumacher, 1817 [a]
359. 中国仙女蛤 *Callista chinensis* (Holten, 1802) [a, b, d, h24, i, k]
360. 棕带仙女蛤 *Callista erycina* (Linnaeus, 1758) [b]
361. 美女蛤(面具美女蛤) *Circe scripta* (Linnaeus, 1758) [b, d, f, h24]
362. 美叶雪蛤 *Clausinella calophylla* (Philippi, 1836) [a, b, d, h24, i, k]
363. 头巾雪蛤 *Clausinella tiara* (Dillwyn, 1817) [a, b, d, f, h24, i, k]
364. 突畸心蛤 *Cryptonema producta* (Kuroda et Habe, 1951) [b, d, f, h24, k]
365. 青蛤 *Cyclina sinensis* (Gmelin, 1791) [b, d, e, h24, k, x]
366. 巧环楔形蛤 *Cyclosunetta concinna* (Dunker, 1858) [a, b, d, f, h24, k]
367. 饼干镜蛤 *Dosinia biscocta* (Reeve, 1850) [a]
368. 薄片镜蛤 *Dosinia corrugata* (Reeve, 1850) [b, d, g, h24, k]
369. 突角镜蛤 *Dosinia cumingii* (Reeve, 1850) [d, f]
370. 帆镜蛤 *Dosinia histrio* (Gmelin, 1791) [e]
371. 日本镜蛤 *Dosinia japonica* (Reeve, 1850) [b, d, h24, k, x]
372. 歧脊加夫蛤 *Gafrarium divaricatum* (Gmelin, 1791) [a, b, d, h24, k]
373. 等边浅蛤(黑浅蛤) *Gomphina aequilatera* (G.B. Sowerby I, 1825) [a, b, d, h24, k, x]
374. 翘鳞蛤 *Irus mitis* (Deshayes, 1854) [b, d, h24]
375. 裂纹格特蛤(环沟格特蛤) *Marcia hiantina* (Lamarck, 1818) [d]
376. 日本格特蛤(日本女神蛤) *Marcia japonica* (Gmelin, 1791) [a]
377. 斧文蛤 *Meretrix lamarckii* Deshayes, 1853 [a]
378. 文蛤 *Meretrix meretrix* (Linnaeus, 1758) [a, b, d, e, k]
379. 短文蛤 *Meretrix petechailis* (Lamarck, 1810) [a]
380. 和蔼巴非蛤 *Paphia amabilis* (Philippi, 1847) [b, d, f, i, k]
381. 真曲巴非蛤 *Paphia euglypta* (Philippi, 1847) [b, d, f, h24, i, j, k]
382. 锯齿巴非蛤(屈巴非蛤) *Paphia gallus* (Gmelin, 1791) [a, b, d, f, h24, k]
383. 纹斑巴非蛤 *Paphia lirata* (Philippi, 1848) [b, d, h24, i, j, k]
384. 靓巴非蛤 *Paphia schnelliana* (Dunker, 1865) [a, h24]
385. 半皱纹巴非蛤 *Paphia semirugata* (Philippi, 1847) [a]
386. 波纹巴非蛤 *Paphia undulata* (Born, 1778) [a, b, d, g, h24, i, k]
387. 凸镜蛤 *Pelecypora nana* (Reeve, 1850) [e]
388. 三角凸卵蛤 *Pelecypora trigona* (Reeve, 1850) [b, d]
389. 曲波皱纹蛤 *Periglypta chemnitzi* (Hanley, 1844) [a, b, d, f, h24, j, k]
390. 皱纹蛤 *Periglypta puerpera* (Linnaeus, 1771) [a]
391. 绿雪蛤 *Placamen chloroticum* (Philippi, 1849) [i]
392. 伊萨伯雪蛤 *Placamen isabellina* (Philippi, 1849) [a, b, d, h24, k]
393. 菲律宾蛤仔 *Ruditapes philippinarum* (A. Adams et Reeve, 1850) [a, b, d, e, h24, k]
394. 小楔形蛤 *Sunetta solanderii* (Menke, 1843) [a]
395. 杂色蛤仔 *Venerupis aspera* (Quoy et Gaimard, 1835) [a, b, d, e, h24, i, j, k, x]



## 参考文献

- Cai YY (1966) A preliminary investigation on the Cladocera shells in the coast of Fujian. *Chinese Journal of Zoology*, 8(2), 76–80. (in Chinese) [蔡英亚 (1966) 福建沿海瓣鳃纲贝类的初步调查. *动物学杂志*, 8(2), 76–80.]
- Cai YY, Lin YM, Ou RM (1990) Study on the molluscan fauna of Nanao Islands, South China Sea. *Journal of Zhanjiang Fisheries College*, 10(1), 1–13. (in Chinese with English abstract) [蔡英亚, 林永木, 欧瑞木 (1990) 广东南澳岛贝类区系的研究. *湛江水产学院学报*, 10(1), 1–13.]
- Chen ZY (2012) Study on the Taxonomy of Pyramidellidae of China Seas. PhD dissertation, Institute of Oceanology, Chinese Academy of Sciences, Qingdao, Shandong. (in Chinese with English abstract) [陈志云 (2012) 中国海小塔螺科Pyramidellidae系统分类学研究. 博士学位论文, 中国科学院海洋研究所, 山东青岛.]
- Dong ZZ (2002) *Fauna Sinica, Invertebrata, Vol. 29*. Science Press, Beijing. (in Chinese) [董正之 (2002) 中国动物志·无脊椎动物, 第二十九卷. 科学出版社, 北京.]
- Editorial Committee of China's Bays (1994) *China's Bays, Vol. 7. Bays of Northern Fujian*. China Ocean Press, Beijing. (in Chinese) [中国海湾志编纂委员会 (1994) 中国海湾志, 第7分册 (福建省北部海湾). 海洋出版社, 北京.]
- Editorial Committee of Fujian Provincial Records (2003) *Fujian Provincial Records: Biota*. China Local Records Publishing House, Beijing. (in Chinese) [福建省地方志编纂委员会 (2003) 福建省志: 生物志. 方志出版社, 北京.]
- Huang YQ, Li RG, Jiang JX (2009) Biodiversity and distribution of mollusc around the waters of islands, Fujian Province. *Marine Sciences*, 33(10), 77–83. (in Chinese with English abstract) [黄雅琴, 李荣冠, 江锦祥 (2009) 福建海岛水域软体动物多样性与分布. *海洋科学*, 33(10), 77–83.]
- Huang ZG, Lin M (2012) *The Living Species in China's Seas, Vol. 1*. China Ocean Press, Beijing. (in Chinese) [黄宗国, 林茂 (2012) 中国海洋物种多样性(上册). 海洋出版社, 北京.]
- Li BQ (2007) Taxonomic and Faunal Study of Turridae (Gastropoda: Neogastropoda) of the China Seas. PhD dissertation, Institute of Oceanology, Chinese Academy of Sciences, Qingdao, Shandong. (in Chinese with English abstract) [李宝泉 (2007) 中国海塔螺科系统分类学和动物地理学研究. 博士学位论文, 中国科学院海洋研究所, 山东青岛.]
- Li FL, Lin MY (1999) Studies on Chinese species of the family Terebridae. *Studia Marina Sinica*, 41, 190–220. (in Chinese with English abstract) [李凤兰, 林民玉 (1999) 中国近海笋螺科的研究. *海洋科学集刊*, 41, 190–220.]
- Li RG (2010) *Macrobenthos in Fujian Coastal Zone and Western Taiwan Strait*. China Ocean Press, Beijing. (in Chinese) [李荣冠 (2010) 福建海岸带与台湾海峡西部海域大型底栖生物. 海洋出版社, 北京.]
- Tchang S, Tsi CY (1962) *Economic Fauna of China: Marine Molluscs*. Science Press, Beijing. (in Chinese) [张玺, 齐钟彦 (1962) 中国经济动物志: 海产软体动物. 科学出版社, 北京.]
- Wang FP, Huang YM (1993) Studies on the Prosobranchia fauna of Fujian coast. *Journal of Fujian Normal University (Natural Science)*, 9(4), 85–95. (in Chinese with English abstract) [王方平, 黄一鸣 (1993) 福建沿海前鳃类区系的研究. *福建师范大学学报(自然科学版)*, 9(4), 85–95.]
- Wang FP, Huang YM (1994) Studies on the bivalvia fauna from the Fujian coast. *Journal of Fujian Normal University (Natural Science)*, 10(3), 81–91. (in Chinese with English abstract) [王方平, 黄一鸣 (1994) 福建沿海双壳类区系的研究. *福建师范大学学报(自然科学版)*, 10(3), 81–91.]
- Wang ZR (1985) Studies on Chinese species of the family Pectinidae. VII. Chlamydiae (Genus *Semipallium*). *Oceanologia et Limnologia Sinica*, 16, 502–506. (in Chinese with English abstract) [王祯瑞 (1985) 中国近海扇贝科的研究. VII. 栉孔扇贝亚科(拟套扇贝属). *海洋与湖沼*, 16, 502–506.]
- Wang ZR (1997) *Fauna Sinica, Mollusca, Bivalvia, Mytiloida*. Science Press, Beijing. (in Chinese) [王祯瑞 (1997) 中国动物志·软体动物门·双壳纲·贻贝目. 科学出版社, 北京.]
- Xu FS (1997) *Bivalve Molluscs of China Sea*. Science Press, Beijing. (in Chinese) [徐凤山 (1997) 中国海双壳类软体动物. 科学出版社, 北京.]
- Xu FS (2012) *Fauna Sinica, Invertebrata, Vol. 48*. Science Press, Beijing. (in Chinese) [徐凤山 (2012) 中国动物志·无脊椎动物, 第四十八卷. 科学出版社, 北京.]
- Xu FS, Zhang JL (2018) *Fauna Sinica, Invertebrata, Vol. 57*. Science Press, Beijing. (in Chinese) [徐凤山, 张均龙 (2018) 中国动物志·无脊椎动物, 第五十七卷. 科学出版社, 北京.]
- Zhang SP (2007) On nine new record species of Ergalataxinae (Gastropoda, Muricidae) from China coast. *Oceanologia et Limnologia Sinica*, 38, 542–548. (in Chinese with English abstract) [张素萍 (2007) 中国近海爱尔螺亚科九新记录(腹足纲: 骨螺科). *海洋与湖沼*, 38, 542–548.]
- Zhang SP (2010) Comparative study on two confused species of *Nassarius*. *Acta Zootaxonomica Sinica*, 35, 868–870. (in Chinese with English abstract) [张素萍 (2010) 织纹螺属两个混淆种的比较研究. *动物分类学报*, 35, 868–870.]
- Zhang SP (2016) *Fauna Sinica, Invertebrata, Vol. 56*. Science Press, Beijing. (in Chinese) [张素萍 (2016) 中国动物志·无脊椎动物, 第五十六卷. 科学出版社, 北京.]
- Zhang SP, Ma XT (2004) *Fauna Sinica, Invertebrata, Vol. 34*. Science Press, Beijing. (in Chinese) [张素萍, 马绣同 (2004) 中国动物志·无脊椎动物, 第三十四卷. 科学出版社, 北京.]

胡亮 (2021) 福建平潭岛海域底栖贝类物种多样性及其地理分布. 生物多样性, 29, 1403–1410. <https://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2021114>

- Zhang SP, Wei P (2011) Cowries and Their Relatives of China. China Ocean Press, Beijing. (in Chinese) [张素萍, 尉鹏 (2011) 中国宝贝总科图鉴. 海洋出版社, 北京.]
- Zhang SQ (2015) Study on the Taxonomy and Zoogeography of the Buccinidae of China Seas. PhD dissertation, Institute of Oceanology, Chinese Academy of Sciences, Qingdao, Shandong. (in Chinese with English abstract) [张树乾 (2015) 中国海蛾螺科Buccinidae系统分类学与动物地理学研究. 博士学位论文, 中国科学院海洋研究所, 山东青岛.]
- Zhang SQ, Zhang SP (2020) Taxonomic study of Lottioidea from the coast of China based on shell and radular morphology. Marine Sciences, 44(5), 87–95. (in Chinese with English abstract) [张树乾, 张素萍 (2020) 基于贝壳和齿舌对中国近海笠贝总科动物的分类学研究. 海洋科学, 44(5), 87–95.]
- Zhong YP, Yang RQ (1996) The new record of Prosobranchia along the Coast of Fujian. Journal of Xiamen Fisheries College, 18(1), 50–54. (in Chinese with English abstract) [钟幼平, 杨瑞琼 (1996) 福建沿海前鳃类软体动物种类新记录. 厦门水产学院学报, 18(1), 50–54.]
- Zhuang QQ (2001) Fauna Sinica, Mollusca, Bivalvia, Veneridae. Science Press, Beijing. (in Chinese) [庄启谦 (2001) 中国动物志·软体动物门·双壳纲·帘蛤科. 科学出版社, 北京.]



•综述•

# 乡村景观生物多样性研究进展

陈思淇<sup>id</sup>, 张玉钧\*

北京林业大学园林学院, 北京 100083

**摘要:** 乡村景观是一种人文和自然共生的复合生态系统, 为生物多样性的维持提供了支持。目前, 中国传统乡村地区生物多样性的维持正面临着农业集约化、人工林树种单一化、非农业用地急剧扩张及生态传承机制解体等复杂多样的威胁, 亟待展开深入研究。本文在总结乡村景观生物多样性相关概念及特征的基础上, 通过文献分析概括了国际乡村景观生物多样性的热点研究方向, 包括农业集约化下的生物多样性管理、区域尺度乡村景观与生物多样性的协同关系、局地尺度不同乡村景观类型的物种多样性及乡村景观中的生物文化多样性, 进一步梳理了国内在相关研究方向上的主要进展并指出研究不足。在此基础上提出未来研究展望, 包括突出生物文化多样性特征、加强多时空尺度分析、深化动态维持机制研究、推进生物多样性研究在乡村生态景观规划中的全过程应用等建议。

**关键词:** 生物多样性; 乡村景观; 半自然生境; 生物文化多样性; 人为干扰; 时空尺度

陈思淇, 张玉钧 (2021) 乡村景观生物多样性研究进展. 生物多样性, 29, 1411–1424. doi: 10.17520/biods.2021135.

Chen SQ, Zhang YJ (2021) Research progress on biodiversity in the rural landscape. Biodiversity Science, 29, 1411–1424. doi: 10.17520/biods.2021135.

## Research progress on biodiversity in the rural landscape

Siqi Chen<sup>id</sup>, Yujun Zhang\*

School of Landscape Architecture, Beijing Forestry University, Beijing 100083

### ABSTRACT

**Background & Aims:** Rural landscapes provide support for a high degree of biodiversity due to the symbiotic relationship between humanity and nature in these complex ecosystems. Currently, the maintenance of biodiversity in traditional Chinese rural areas is facing complex and diverse threats, and there is an urgent need for relevant, in-depth research. Here, we conduct an in-depth review on domestic and foreign research progress of biodiversity in rural areas. We provide a theoretical framework with methodological references on best practices for the protection and maintenance of biodiversity in rural areas and support for subsequent ecological landscape planning.

**Progress:** In an effort to straighten biodiversity characteristics in rural landscapes, we summarize the four current research directions for international biodiversity in rural landscape through a literature analysis: biodiversity management under agricultural intensification, the synergistic relationship between rural landscape and biodiversity at a regional scale, the species diversity of different types of rural landscapes at the local scale, and research on the biocultural aspects of rural landscapes. Research focused on biodiversity management under agricultural intensification mostly uses various farmland biodiversity indicators as dependent variables, and environmental variables such as agricultural habitat diversity, cover diversity, and land use intensity as independent variables. Among them, land use intensity is mostly replaced by semi-natural habitat ratio indicators. Current in this area is mostly focused on agricultural ecosystems, and rarely involves dynamic analyses at spatial and temporal scales. Research focused on the synergistic relationship between rural landscape and biodiversity at the regional scale is mainly focused on the impact of land cover and land use changes on biodiversity and ecosystem services, the change of vegetation diversity along the urban-rural gradient, and the optimization of urban and rural spatial patterns combined with species distribution models. Research on the species diversity of different types of rural landscapes at the local scale is mainly focused on the analysis of the maintenance mechanism for species diversity in different landscape elements (farms, gardens,

收稿日期: 2021-04-12; 接受日期: 2021-06-28

基金项目: 国家重点研发计划(2019YFD1100403)

\* 通讯作者 Author for correspondence. E-mail: yjzhang622@foxmail.com

settlements, woodlands, waters) at the local scale or different patch types on a plot scale. Research focused on the biocultural aspects of rural landscapes is mainly focused on changes in biocultural diversity and ecosystem cultural services at a regional scale, the impact of traditional ecological wisdom on species diversity at a landscape scale, the species composition of various rural “cultural landscapes” and “cultural forests” at the local scale, and the analysis of cultural keystone species with the background of ethnobotany. This paper further summarizes the main progress in related research directions for China.

**Prospects:** We recommend the following as future research directions for studying the biodiversity of rural landscapes in China: highlighting the characteristics of biocultural diversity in rural landscapes, strengthening analysis of multiple temporal and spatial scales, deepening research on the dynamic maintenance mechanism of biodiversity in rural areas, and promoting the application of biodiversity in the full-process of landscape planning.

**Key words:** biodiversity; rural landscape; semi-natural habitat; biocultural diversity; anthropogenic disturbance; spatial-temporal scale

生态的概念已应用于全球大部分水域生态系统和陆地生态系统研究中,但乡村地区的生态研究仍然是一个鲜为人知的领域(Forman, 2016)。乡村景观记录了人类长时期活动对自然产生的深刻烙印,被认为是一种人类修饰过(human-modified)的景观(Chazdon et al, 2009)。同时,乡村作为人文和自然共生的复合生态系统,也是生物多样性保护的基本场所,近年来生物多样性研究已成为国际乡村景观研究的热点方向之一(Wu et al, 2019)。

中国国土辽阔,海域宽广,自然条件复杂多样,是世界上生物多样性最为丰富的12个国家之一。7,000多年的农耕文明造就了中华民族“生于斯,长于斯”的强烈人地依恋关系。传统乡土中国可以说是“靠天吃饭”的小农经济社会,故其生物多样性的维持通常与地方生产生活、风俗文化、土地资源管理等紧密相连。同时乡村景观也已经演变为一种紧密且富弹性的生态系统,通过不同时期土地的适应性管理维持了乡村生境的异质性。然而,近几十年来社会高速发展,技术、文化和经济的迅速变化对传统乡村景观及其生物多样性产生了巨大影响。在过去的一个世纪里,世界各国乡村地区的生物多样性正在大幅下降(Jiang et al, 2013; Rosin et al, 2020)。在中国,近25%的国家保护物种和20%的受威胁物种以农田为栖息地(Li et al, 2020),但中国传统乡村生态系统及其生物多样性的维持正面临着复杂多样的威胁。首先,大量化肥和农药的使用以及单一作物品种的种植等严重威胁了乡村生态安全,农业集约化、扩张及专业化已被广泛证明是全球陆地生物多样性丧失的最重要驱动力(Li et al, 2018)。同时,由外来单一物种构成的人工林也打破了传统乡村生态系统的平衡。改革开放以后,农村

出现了集体离土出村的时代浪潮,放弃农业实践一定程度上导致了乡村生物多样性的维持受到威胁(Koshida & Katayama, 2018)。并且,在城乡统筹的战略发展背景下,乡镇一级非农业用地急剧扩张,传统农林用地逐渐退化。这些威胁一定程度上导致了乡村各类生境的丧失、破碎和转换,也带来了乡村传统动植物利用技能流失及乡村生态传承机制解体等问题,使人类和农林业之间传统的密切关系变得越来越弱,最终严重威胁了乡村地区的生物多样性稳定。

面对这些威胁,亟待对乡村地区的生物多样性展开深入研究。本文在总结乡村景观生物多样性相关概念及其特征的基础上,通过文献分析概括了国际乡村景观生物多样性的热点研究方向,进一步梳理了国内在相关研究方向上的主要进展并指出研究不足,在此基础上提出未来研究展望。

## 1 乡村景观生物多样性相关概念及特征

### 1.1 相关概念辨析

乡村地区的生物多样性研究开始于农业生态学(agroecology)领域,最早由俄罗斯农学家Basil M. Bentsin在1930年提出。德国生态学家Tischler(1965)的*Agricultural Ecology*被认为是第一本研究乡村生态的书籍,书中讨论了农业景观(包括非耕地生境)中不同环境因子、人类实践与乡村动植物之间的相互作用。20世纪60年代到21世纪,乡村生物多样性及农业生态研究逐渐从田间范围扩展到农业生态系统尺度(Wezel & Soldat, 2009);自1992年联合国环境与发展会议后,生物多样性逐渐成为农业研究的中心,研究集中在以粮食生产为核心的农业生物多样性保护。随着可持续农业、农业生态系统、半



自然生境(semi-natural habitat)等概念的提出, 乡村地区的生物多样性研究尺度突破作物生态系统的局限, 扩展到了包括农田、聚落(settlement)、林地、水域、草地等各类乡村景观要素在内的乡村生态系统尺度。

目前, 国内外尚无统一的专有词汇来指代乡村地区的生物多样性, 现有乡村地区的生物多样性研究通常采用“农业生物多样性”(agricultural biodiversity or agrobiodiversity)、“农业景观生物多样性”(biodiversity in agricultural landscape)、“乡村景观生物多样性”(biodiversity in rural landscape, BRL)等词汇。其中, 以“农业生物多样性”为主题词的研究主要聚焦于以粮食系统为核心的作物生境, 一般指作物和家禽系统(包括野生近缘种、传粉媒介、害虫、寄生虫和其他生物)中的物种内部及之间的多样性(Quallset et al, 1995)。而“农业景观生物多样性”相关研究内容除农田生态系统外, 还包括所有有利于增强农业生态系统功能的非农生态系统(Jackson et al, 2007), 其关注点拓展到了半自然非农生境, 但大量研究内容仍然围绕以农业为主体的农业生态系统(Liu et al, 2013)。然而随着可持续集约化农业、多功能景观等概念的深入, 现有农业生态系统研究逐渐转向以全人类繁荣和全球可持续性发展为目标, 这就需要一个更综合的概念来指代乡村地区人类长期活动下的文化与自然复合系统。

国际上越来越多的学者呼吁, 乡村地区的生物多样性相关概念描述及研究内容应与乡村景观的文化特征和人类活动相适应(Agnoletti, 2014)。而中国乡村地区的生物多样性研究离不开7,000多年农

业文明的影响, 强调生物-景观-文化三者的联系。与以农业为中心的农业景观分析相反, 乡村景观概念被认为更强调人类作用下的多种功能和空间复杂性(Latterra et al, 2012), 且更关注乡村地区不同历史时期的文化遗产(Mitchell & Barrett, 2015)。

因此, 本文采用“乡村景观生物多样性”一词, 在现有农业景观生物多样性的研究范畴上进行了拓展, 强调不同时期的乡村景观人地互动关系(图1)。研究内容上除了包括作物生境、非农半自然生境中的生物多样性、农业和非农生态系统之间及其与人类活动之间的相互作用, 还包括乡村生物文化景观(biocultural landscapes) (Hong et al, 2014)的生物文化多样性(biocultural diversity)研究。在生物多样性层次上, 包括遗传、物种、生态系统和景观4个层次; 在空间尺度上, 包括局地、景观、区域等多级空间尺度。值得强调的是, 乡村景观生物多样性在研究层次上涵盖景观多样性, 即包括斑块多样性、类型多样性和格局多样性(傅伯杰和陈利顶, 1996)等在乡村景观多样性。结合Willis和Whittaker等(2002)以及彭羽等(2015)的研究, 本文初步概括了乡村地区生物多样性样方-局地-景观-区域4级空间尺度与物种-生态系统-景观多样性的耦合关系(表1)。

## 1.2 乡村景观生物多样性特征

乡村地区的生物多样性特征显然区别于城市和自然区域, 有必要进一步明确乡村景观生物多样性的特征, 以规避生态景观营建呈现“千村一面”的“乡村病”。人类活动或人为干扰已经替代许多自然因素, 塑造和改变了乡村景观格局, 使乡村景观成

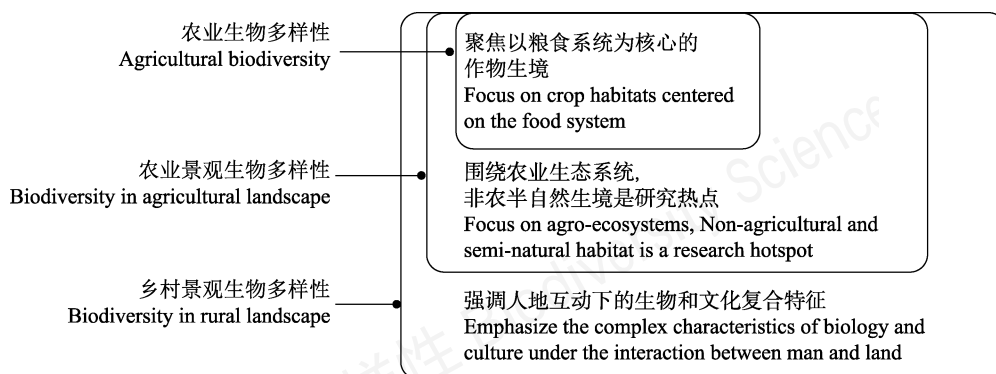


图1 “农业生物多样性”“农业景观生物多样性”和“乡村景观生物多样性”概念辨析

Fig. 1 Differentiation and analysis of the concepts of “agricultural biodiversity” “biodiversity in agricultural landscape” and “biodiversity in rural landscape”

表1 乡村地区生物多样性不同空间尺度与不同层次的耦合关系

Table1 Relationship between different spatial scales and different levels of biodiversity in rural area

	物种 Species	生态系统 Ecosystem	景观 Landscape
样方尺度 Quadrat scale (10 m × 10 m)	群落或生境内部物种多样性 Species diversity within a community or habitat	–	–
局地尺度 Local scale (100 m × 100 m) 农田、园地、聚落、林地、水域等某单一景观类型, 含多类生境 Single landscape type such as farmland, garden, settlement, forest, and water area, including multiple types of habitats	群落之间物种多样性 Species diversity among communities	单一景观类型内, 常用景观异质性间接评估 Within a single landscape type, landscape heterogeneity is commonly used to indirectly assesses ecosystem diversity	–
景观尺度 Landscape scale (1,000 m × 1,000 m) 介于局地和区域尺度之间, 通常包含若干个自然村 Between the local and regional scales, it usually contains several natural villages	景观尺度内部总物种多样性 Total species diversity within landscape scale	通常以物种多样性的空间分布、群落多样性、生境质量等评估 Usually assessed by the spatial distribution of species diversity, community diversity and habitat quality, etc.	组成乡村景观的各种斑块和景观在类型、大小、分布等结构上的多样性, 具体包括斑块多样性、类型多样性和格局多样性 The structure diversity of various rural patches and landscapes in type, size, and distribution, etc., including patch diversity, type diversity and pattern diversity
区域尺度 Regional scale 涉及某一生态区域所覆盖的广泛低干扰性乡村景观 Involving a wide range of low-disturbance rural landscapes covered by a certain ecoregion	区域内总物种多样性 Total species diversity within regional scale		

为一种有机进化(organically evolved)的文化景观。但在其演变过程中, 仍然保留了重要的自然元素, 呈现出介于城市和自然区域之间的“半自然”特征。在这一背景下, 乡村景观生物多样性在不同层次均表现出显著的半自然特征和紧密的生物-文化联系, 并强调动态干扰下的多时空尺度变化。

(1)显著的半自然特征。受耕种和驯化影响, 生物通过进化而产生差异发展, 由此基础基因库种群逐渐从其野生近缘种获得不同程度的地理或遗传隔离(Purugganan & Fuller, 2009), 最终使乡村物种发生从野生自然到驯化自然的特征变化, 呈现出了不同程度的半自然性。在生态系统多样性层面, 例如欧洲的半天然草原、日本的传统里山(satoyama)等历史悠久的乡村景观都被认为是具有极高生物多样性保护价值的半自然生态系统。已有研究表明, 农田边缘、田中林岛、树篱、草地、岸堤、池塘等受人为管理的乡村半自然生境是维持乡村生物多样性的关键半自然景观类型(García-Feced et al, 2015)。

(2)紧密的生物-文化联系。乡村地区的生物多样性蕴含着一方水土养一方人的人地依恋关系, 乡村动植物是维护乡村文化和促进文化传承的重要媒介, 故紧密的生物-文化联系也是乡村区别于城市和自然区域生态的一大特征。“生物文化多样性”

这一概念被用来研究生物多样性、文化多样性及二者之间的复杂联系, 传统乡村是生物文化多样性作用的重要场所(Burgi et al, 2015)。在不同社会制度和思想影响下, 地方村民通过不同土地管理方式及各类乡村活动, 直接或间接影响着乡村生态系统, 乡村景观为整合生物和文化多样性提供了一个关键的平台(Agnoletti & Rotherham, 2015)。可以说, 生物多样性作为生物文化多样性的重要研究对象, 有助于揭示乡村土著人民与传统社会的自然文化互动, 而生物文化多样性研究则可拓展乡村生物多样性的人文内涵。

(3)强调动态干扰下的多时空尺度变化。生物多样性的度量通常随时空尺度而变化, 因而需要在时空尺度上理解生物多样性之间的动态变化机制。例如, 在区域尺度上考虑乡村边缘与城市和自然交错区域的生态系统多样性, 在局地尺度上考虑不同乡村景观要素与生物多样性的耦合关系, 在样方尺度上考虑不同群落之间及内部的物种多样性等。同时, 由于乡村生态系统在不同季节、年份、历史阶段具有显著的时间动态变化特征, 故需要以长期的视角来了解正在发生的变化及其维持机制。多时空尺度的动态信息及干扰的界定对于乡村景观生物多样性的有效维持至关重要, 已成为全球生物多样性保护研究的重点。

## 2 国际乡村景观生物多样性研究热点

基于Web of Science核心合集数据库, 限定检索主题为“rural landscape” OR “agricultural landscape” AND “species diversity” OR “biodiversity”, 文献类型为“期刊”, 语种为“英语”, 时间跨度为15年, 即2005–2020年, 数据搜集时间为2021年1月。使用CiteSpace的除重功能, 最终获取1,310篇文献。利用CiteSpace对文献关键词进行知识图谱绘制(图2), 发现除agricultural、agricultural landscape、rural、biodiversity、species diversity以外, 出现频率最高的关键词分别有management、species richness、land use、pattern等, 且此类关键词的中心性较高, 在一定程度上体现了研究时段内国外乡村景观生物多样性的热点领域。进而对主要关键词进行聚类统计(表2), 发现研究热点主要集中在以下4个方面。

### 2.1 农业集约化下的生物多样性管理

高投入的农业集约化往往伴随着乡村生物多样性的丧失, 不同学者就农业系统的农业生产、粮食安全与乡村生物多样性保护之间的权衡与协同路径开展了研究。其中大量研究集中于以欧洲农业

计划(agri-environment schemes, AES)为背景的生物多样性管理, 并引入了“高自然价值农田”(high nature value farmland, HN VF)这一高度支持生物多样性的农业生境概念(Maskell et al, 2019)。

具体的生物多样性管理方法研究主要集中于农业生境多样性、覆盖物多样性及土地利用强度与生物多样性之间的关系。(1)不同农业生境类型及结构对生物多样性的影响。例如农林复合系统复杂度(Santos et al, 2019)、田间边缘非农生境(non-crop habitat)结构(Li et al, 2018)等, 这些研究突出显示了农业景观中的半自然生境异质性与生物多样性的密切关系。(2)农业景观覆盖物影响研究。例如通过间作及混养等田间管理方式增加作物多样性或非作物植被多样性研究(Isbell et al, 2017), 这些研究论证了覆盖物多样性与农业可持续性和生物多样性维持的正面关系。(3)农业土地利用研究热点集中于土地利用强度增强与生物多样性之间的负向关系(Zingg et al, 2018)。同时, 不同学者针对弃耕(Queiroz et al, 2014)、有机耕作(van Vliet et al, 2015)等农业土地管理方式对乡村生物多样性的影响展开论述。

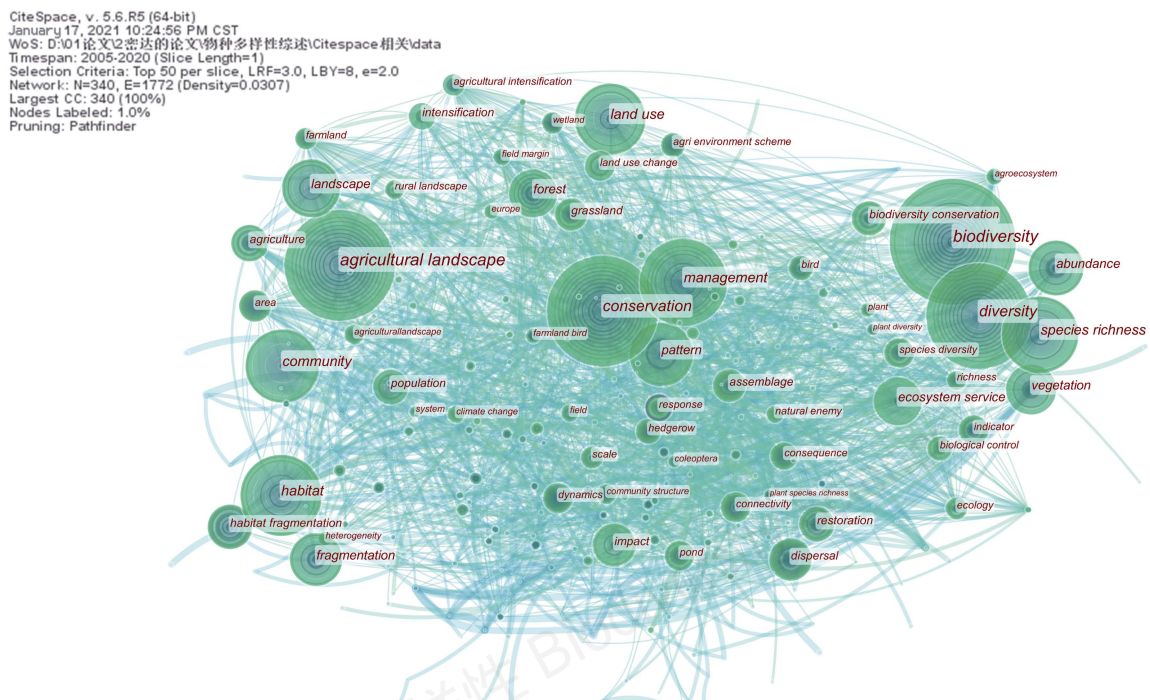


图2 文献关键词共现分析图。圆圈大小代表关键词频次, 线条疏密代表关键词之间的联系紧密程度。

Fig. 2 Keyword co-occurrence analysis. The size of the circle represents the frequency of the keywords, and the density of the lines represents the closeness of the relationship between the keywords.



表2 国外乡村景观生物多样性研究高频关键词聚类信息表

Table 2 High-frequency keyword clustering information table of foreign research

热点1: 农业集约化下的生物多样性管理 Hot spot 1: Biodiversity management under agricultural intensification			热点2: 区域尺度乡村景观与生物多样性协同关系 Hot spot 2: Synergistic relationship between rural landscape and biodiversity at the regional scale			热点3: 局地尺度不同乡村景观类型的物种多样性 Hot spot 3: Species diversity of different rural landscape types at local scale			热点4: 乡村景观中的生物文化多样性 Hot spot 4: Biocultural diversity in rural landscape		
关键词 Key words	频次 Frequency	中心性 Centrality	关键词 Key words	频次 Frequency	中心性 Centrality	关键词 Key words	频次 Frequency	中心性 Centrality	关键词 Key words	频次 Frequency	中心性 Centrality
管理 Management	232	0.03	土地利用 Land use	164	0.02	森林 Forest	98	0.02	人口规模/动态 Population size/dynamics	82	0.06
物种丰富度 Species richness	200	0.03	景观 Landscape	127	0.03	影响 Impact	78	0.03	土地利用变化 Land use change	66	0.02
农业集约化 Agricultural intensification	113	0.05	格局 Pattern	121	0.03	草地 Grassland	59	0.02	恢复 Restoration	59	0.03
农业环境计划 Agri-environment scheme	75	0.06	生态系统服务 Ecosystem service	111	0.03	池塘 Pond	53	0.04	历史 History	22	0.01
指标 Indicator	58	0.08	植物 Vegetation	97	0.04	连通性 Connectivity	53	0.08	未来 Future	12	0.01
异质性 Heterogeneity	53	0.02	生境破碎化 Habitat fragmentation	93	0.04	树篱 Hedgerow	50	0.06	分布 Distribution	10	0
农田边缘 Field margin	36	0.04	动力 Dynamics	56	0.07	乡村景观 Rural landscape	45	0.03	驱动力 Driving force	8	0.01
欧洲 Europe	33	0.02	规模/尺度 Scale	53	0.03	群落结构 Community structure	34	0.08	文化景观 Cultural landscape	6	0
农业生态系统 Agroecosystem	37	0.04	气候变化 Climate change	27	0.02	湿地 Wetland	33	0.03	里山 Satoyama	6	0
农田 Field	29	0.02	城市化 Urbanization	17	0.02	干扰 Disturbance	25	0.02	知识 Knowledge	4	0
半自然 Semi-natural	21	0.01	景观结构 Landscape structure	16	0.05	农林业 Agroforestry	17	0.01			

总体上,这类关注农业生态系统的研究多以各类农田生物多样性指标作因变量,以农业生境多样性、覆盖物多样性、土地利用强度等环境变量作为自变量,其中土地利用强度多用半自然生境比例指标替代(Maskell et al, 2019)。在生物多样性变化机制的分析方法上多基于多元回归、聚类、排序等数量生态学模型进行多变量统计分析,较少涉及时空尺度的动态分析。

## 2.2 区域尺度乡村景观与生物多样性的协同关系

与乡村有关的区域尺度生物多样性研究通常涉及某一生态区域(ecoregion)所覆盖的广泛低干扰性乡村景观,空间背景常见于城乡交错区域或保护

区缓冲地带,研究内容主要涉及以下几方面。

(1)土地覆盖及土地利用变化对生物多样性的影响。区域尺度生物多样性变化的影响机制研究多基于城市生态系统相关方法,利用线性回归、Logistic回归、聚类分析、排序分析等数学模型,分析土地利用变化与乡村生态系统和景观多样性的关系,例如Zhou等(2019)。乡村不同类型的土地利用数据及社会经济数据通常被视作区域尺度生物多样性变化的综合驱动力,而且将乡村景观格局变化与生态系统服务联系起来的研究趋势很强。此外,区域尺度土地利用变化对乡村景观生物多样性的影响研究也会涉及物种层次的生物多样性分析。例



如, Milberg等(2019)结合历史地图分析了不同植物性状与特定土地利用历史的关联程度。随着InVEST和ARIES等宏观生态模型、元胞自动机模型(cellular automaton, CA)、Markov模型等空间动力学模型在区域尺度土地利用模拟预测方面的应用,越来越多的研究开始探究时空变化下城乡交错区生态系统多样性的变化特征。

(2)沿城乡梯度的植物多样性变化。分析沿城乡梯度上物种多样性变化的研究也十分常见,这些研究侧重于探究城市化对乡村景观生物多样性的影响。环境变量除“样方到市中心的距离”外,还包括城乡梯度上各种生境特征和景观异质性,分析方法多采用主成分分析等非约束排序模型筛选变量,再结合广义线性模型、冗余分析等方法解释城乡梯度上环境变量与物种多样性变化的关系(如Andrade et al, 2018)。

(3)结合物种分布模型(species distribution modelling, SDM)的城乡空间格局分析。物种分布模型通常将多个位置上物种的分布情况与相关的环境协变量相关联,来推测物种分布的适宜生境,以进一步用于生态分析及保护决策(Guillera-Arroita et al, 2015),已成为生态学、生物地理学、生物多样性保护和自然资源管理的基本工具。近年来已有学者开始在乡村地区这类低干扰性景观的生物多样性研究中运用物种分布模型。例如, Tarabon等(2019)在景观生态学方法基础上结合物种分布模型,识别

出城乡交错区的优先保护区,以促进重要生境的连通性。

总体上,区域尺度乡村生物多样性研究集中于城乡交错区或保护区缓冲地带的乡村生态景观,为乡村土地利用决策及城乡空间规划提供了更科学的依据。但由于乡村一级高精度的土地利用数据不易获取,对于县域以下等小区域的研究和探索相对较少。

### 2.3 局地尺度不同乡村景观类型的物种多样性

与生物多样性紧密相关的乡村景观类型一般包括农田、园地、聚落、林地、水域等(表3),现有研究主要集中于局地尺度不同景观要素或样方尺度不同斑块类型对物种多样性的维系机制分析。其中,乡村林地(rural forest)指分布在聚落和农业作物生境外的林地、小规模树丛、零散树木及各类线性树篱(Blanco et al, 2019),并由乡村社区管理、塑造和改造。根据关键词频度分析结果,局地尺度生物多样性研究的热点生境类型前三位包括草地、树篱和池塘。其中,越来越多的研究将乡村林地、草地和农田景观联系起来,以分析复合农林业系统对乡村生物多样性的积极作用(Torralba et al, 2016)。同时,针对树篱生物多样性的研究十分广泛,这类乡村线性半自然生境为各类生物提供食物、庇护所和繁殖场所,为物种的潜在传播走廊和景观生态连通性提供支持(Carlier & Moran, 2019)。而且小规模林地(Duguma & Hager, 2010)、传统果园(Horak et al,

表3 局地尺度不同乡村景观类型生物多样性研究概况

Table 3 Research on biodiversity of different rural landscape types at the local scale

局地尺度乡村景观类型 Local-scale rural landscape type	包含的生境类型 Habitat type	研究热点空间 Research hotspot	相关文献 Relevant literature
农田景观 Farmland landscape	作物生境及农田边缘非作物生境 Crop habitats and non-crop habitats at the edge of farmlands	田间边缘 Field edge	Burel et al, 2013
园地景观 Cropland landscape	果园、茶园等生产性生境 Productive habitats such as orchards and tea gardens	传统果园; 多功能景观 Traditional orchard; multifunctional landscape	Simon et al, 2011
聚落景观 Settlement landscape	庭院林、道路林(聚落内)、游憩林、围村林等人居林风水林 Residential treescape such as courtyard forests, road forests (in the settlement), recreational forests, and enclosed village forests	Fengshui forests	Chen et al, 2018
林地景观 Forest landscape	聚落和作物生境外的林地、小规模树丛、零散树木农林系统; 树篱及各类线性树篱 Woodlands, groves, scattered trees and various linear hedgerow outside settlements and crops	Agroforestry system; hedgerow	Graham et al, 2018
水域景观 Waters landscape	沟渠、池塘、湿地等 Ditches, ponds, wetlands, etc.	湿地; 池塘 Wetlands; ponds	Biggs et al, 2017

2013)、池塘(Biggs et al, 2017)等对乡村景观生物多样性的维持有着重要作用。此外,目前国际上针对聚落景观中的生物多样性研究较少,一般从社区森林(community forests)管理的角度开展聚落生态可持续性研究。

除了景观要素或生境类型的不同外,局地尺度乡村景观生物多样性研究还常以生境内外部结构异质性、覆盖物多样性及人为管理差异等作为干扰变量进行生物多样性维持机制分析,例如Graham等(2018)。生物多样性与环境变量关系的分析方法一般包括两个步骤:首先利用各类回归模型和空间自相关模型探索不同环境变量之间的相关性,再使用数学排序分析对响应变量与环境解释变量之间的多元多重关系进行解释。此外,局地以下尺度物种多样性的维持机制研究也同样涉及时间演变分析,这类研究一般对永久样方进行种群动态跟踪,并对其未来趋势作出分析、评估和预测,或根据土地利用历史类型对比分析树种多样性的差异(Osen et al, 2021)。

#### 2.4 乡村景观中的生物文化多样性

乡村生物多样性蕴藏的地域文化特征及其生物-文化联系的继承发展逐渐被重视,乡村地区的生物文化多样性研究一般以民族生物学(ethnobiology)、民族生态学(ethnoecology)、民族植物学(ethnobotany)等领域为背景,围绕乡村地区各类生态系统的生物多样性与文化多样性二者之间的联系展开分析。目前有关乡村景观生物多样性的探索主要集中于以下几个方面:

(1)区域尺度生物文化多样性变化。这类研究一般分析乡村景观土地利用强度变化与生物文化多样性及生态系统文化服务的协同关系(如Hanaček & Rodríguez-Labajos, 2018)。此外,区域尺度研究还可以结合各类社区参与的方法分析乡村景观多样性的类型、格局和强度(Fagerholm et al, 2012)。另外,物种分布模型等生态学模型也可用于评估区域尺度乡村文化植物的生境适宜性(Kaky et al, 2020)。

(2)景观尺度传统生态智慧对物种多样性的影响。复杂的乡村环境孕育了多样的土地资源适应性管理智慧,这类传统生态知识(traditional ecological knowledge, TEK)通常以技术知识的形式代代相传。相关研究通常以传统乡村景观或全球重要农业遗

产系统为背景,针对传统生态知识对乡村景观生物多样性的影响展开分析,传统生态知识一般通过不同农林业管理方式等进行量化(Vallejo-Ramos et al, 2016)。

(3)局地尺度各类乡村“文化景观”“文化林”的物种多样性分析。乡村局地尺度文化景观通常以文化保护林(culturally protected forests)、土著景观(indigenous landscape)、神圣树林(sacred forests/groves)、自然圣境(sacred natural sites)等概念切入(如Frascaroli et al, 2016)等,研究多集中于乡村土著文化对风水林、墓地林、祖庙林、祭祀林等文化林物种组成的影响。

(4)以民族植物学为背景的文化关键种(cultural keystone species)分析。研究通常聚焦于乡村某一类土著植物多样性和文化多样性之间的关系以及植物资源的感知、使用和管理,例如药用植物、染色植物、祭祀植物等。越来越多的学者开始探索文化关键种(Garibaldi & Turner, 2004)、有用植物(useful plant species)(Tardío & Pardo-de-Santayana, 2008)的量化分析,例如文化重要指数评价及多样性影响分析(Silva et al, 2019)等。

相关生物文化多样性研究有两个重要的趋势。一方面,越来越强调与各类环境科学结合的跨文化定量分析技术。在乡村地区生物文化多样性研究中,各类土著方法(indigenous methodologies)与可持续性环境科学相结合的趋势越来越强,许多学者开始探讨如何将传统生态知识和学术生态知识(academic ecological knowledge, AEK)进行跨文化联系与融合(Ludwig & Polisel, 2018)。这些跨文化的定量分析研究有助于将感知型乡村文化转化为实用的乡村景观生物多样性管理方案,在乡村生态景观评估、制图、规划、监测等各方面发挥和彰显土著文化价值。另一方面,强调与历史生态学(history ecology)结合。历史生态学领域通常将历史生态数据和当代数据结合,涉及自然与人类文化的历史相互联系,因此特别适用于研究乡村这类文化景观的生态系统。国际上通常将历史生态数据和当代数据结合进行乡村景观生物多样性时空异质性分析,历史生态数据通常来源于土地调查记录、“旧式”植被数据、历史地图、历史照片(包括航拍和地面拍摄照片)以及标本室标本(Vellend et al, 2013)。

### 3 我国乡村景观生物多样性研究进展

从1993年正式加入《生物多样性公约》，中国开始将生物多样性纳入主流进程，但生物多样性研究仍然大量集中于自然区域生态，且在《中国生物多样性战略和行动计划(2011–2030年)》中，生物多样性保护优先区域也主要是针对各类自然保护地。而乡村地区相关研究多局限于农业生态系统，生物多样性保护及维持等工作未能在乡村景观建设中形成主流。依据国际主要研究热点方向，现从农业景观生物多样性、区域尺度乡村景观生物多样性、不同景观类型物种多样性及乡村生物文化多样性等几方面来介绍国内现有研究进展。

#### 3.1 农业景观生物多样性

国内农业生物多样性保护工作多停留在项目、工程等活动层面，基本形成了异地保存和原生境保护相互补充的保护体系(郑晓明和杨庆文, 2021)。目前国内的农业景观生物多样性研究多在理论层面讨论集约型农业中的各类生物多样性保护措施(Liu et al, 2013)。关于生物多样性影响机制的研究集中在农田管理活动对物种多样性的影响，例如农业集约化(李想等, 2015)、覆盖物(王丰等, 2021)等。近年来有关半自然生境生物多样性的深入研究逐渐增多，例如王玉婷等(2014)对比分析了农业景观半自然生境与农田生境物种多样性与景观变量之间的关系，卢训令等(2018)对主要非农生境(次生林、次生灌丛、人工林和农田边缘等)中的植物群落物种多样性及其影响因素展开了研究。

#### 3.2 区域尺度乡村景观生物多样性

国内相关研究集中于城乡尺度不同时序的乡村生境多样性演化，其中生物多样性评估多通过生境质量、景观异质性等来反映，干扰变量常选择土地覆盖数据(如田义超等, 2020)。在技术方法上多集成3S技术、InVEST模型、CA-Marcov模型等预测土地覆盖及生物多样性的时空演变趋势。同时，部分研究基于遥感数据针对保护区缓冲地带的区域尺度乡村物种多样性开展调查评估，例如太行山农业景观植被多样性调查(王乐等, 2021)。另外，物种多样性沿城乡梯度的变化分析逐渐增多(如彭羽等, 2020)，这类研究多采用传统的群落样方调查法，分析城市化程度对城乡过渡带物种多样性的影响。总体上，现有区域尺度研究很少强调广泛的半自然生

境和历史景观识别，物种多样性调查也很少涉及乡土植物的识别，未来需进一步加强半自然生境及乡村文化特征识别，以支持城乡生态景观规划应用。

#### 3.3 局地尺度不同乡村景观类型物种多样性

国内聚落景观生物多样性研究一般针对庭院林、游憩林、道路林、围村林等不同人居林展开生物多样性分析(如梁冰晶等, 2019)。在我国东南地区围村林常以风水林的形式存在，针对风水林的植物多样性研究也十分常见。

针对各类乡村非作物生境的生物多样性研究多集中于理论概述，例如刘云慧等(2010)从景观生态学过程和格局2个角度总结了乡村景观生物多样性保护的一般原则。少数研究涉及人为干扰下的生境内部生物多样性量化分析，例如建设活动等人为干扰的影响研究(王子研等, 2020)。同时，越来越多的学者开始分析景观以下尺度不同乡村半自然生境结构对物种多样性的影响(边振兴等, 2018)，这类研究通常对比分析树篱、沟渠等不同乡村半自然景观结构异质性对乡村生物多样性的维持作用。

国内现有局地以下尺度的乡村景观生物多样性研究，多集中于不同景观类型的植被组成分析，干扰机制的量化研究仍处于起步阶段。目前除李想等(2015)少数学者通过获取多年动态生态调研数据进行时空异质性分析外，国内极少研究涉及乡村生物多样性的时间演变。

#### 3.4 乡村生物文化多样性

目前国内相关研究多集中于传统乡村景观系统背后的生态智慧挖掘，以描述性为主，如贵州喀斯特坝田地区(李婧和韩锋, 2017)、澜沧与康定两县地域(刘冬梅等, 2021)等地的传统生态知识调查与评估。近年陆续出现区域尺度生物文化多样性空间格局的定量研究，旨在统筹构建城乡区域生物多样性保护格局，进而提出规划策略(沈园等, 2019)。同时，围绕各类小规模乡村文化林的生物-文化关系的定量研究也逐渐增多，例如东南地区文化保护林生物多样性研究(Gao et al, 2013)。此外，围绕民族植物学开展的植物文化多样性研究成果也十分丰富，例如贵州布依族药用植物(Xiong & Long, 2020)等，但目前核心研究仍聚焦于某类植物资源利用方式的描述性研究。

国内乡村生物文化多样性研究在传统农业系统生态智慧挖掘、区域尺度生物文化多样性保护格



局构建、各类乡村文化生物多样性分析、植物物种文化多样性调查等方面都取得了一定成果，但相关描述性研究居多，未来需加强不同尺度生物多样性和文化多样性的协同演化定量研究；而且目前的研究多局限于少数民族地区，针对平原、丘陵这一类传统农林区的相关研究尚待深入。

#### 4 未来研究展望

通过对国内外相关研究进展的评述，对我国未来乡村景观生物多样性研究的重点提出以下建议。

##### 4.1 突出“千村千面”的生物文化多样性特征

“梅子留酸软齿牙，芭蕉分绿与窗纱”（宋代杨万里《闲居初夏午睡起》）、“林外鸣鸠春雨歇，屋头初日杏花繁”（宋代欧阳修《田家》），正是这些独具特色的乡土动植物赋予了乡村看得见摸得着的勃勃生机。如费孝通先生所言，中国文化是从土地里长出来的。在中国，经验认知、文化信仰等传统生态知识于无形中影响甚至指导着各类乡村生物资源的利用与管理实践，乡村景观生物多样性的维持离不开乡村文化的融合与干预。然而在动植物资源管理和景观规划中，对各类地理空间技术的依赖一定程度上加大了乡村文化价值融入生态景观的难度。未来建议在以下方面加强生物文化多样性研究：(1)在目标保护物种筛选过程中体现文化关键性，结合民族植物学、民族生态学中的信息采集技术及多元统计模型，识别与乡村生产生活、节事风俗及各类地方信仰紧密联系的乡村关键物种；(2)在多尺度多层次的乡村景观生物多样性研究过程中，强调生物-景观-文化的联系，注重历史生态学和参与式研究方法，加强多学科领域关键技术融合，深化生物多样性、景观多样性和文化多样性三者之间的互动机制研究(图3)；(3)在信息时代的背景下，创新性利用各类数字技术进行乡村传统生态知识的全民性保护、传承与传播，探索出一条适应乡村多元发展目标的文化、生态和科技有机融合的道路。

##### 4.2 完善多时空尺度研究

以农为本、以地为生的“乡土中国”，已经进入了乡土变故土、城乡互动的“城乡中国”，乡村景观格局的历史变化及生物资源管理方式的变动，必然影响着不同尺度的生态过程，因此乡村景观生物多样性的时空异质性研究十分有必要。历史生态学有助于描述历史生态过程、预测未来生物多样性状态

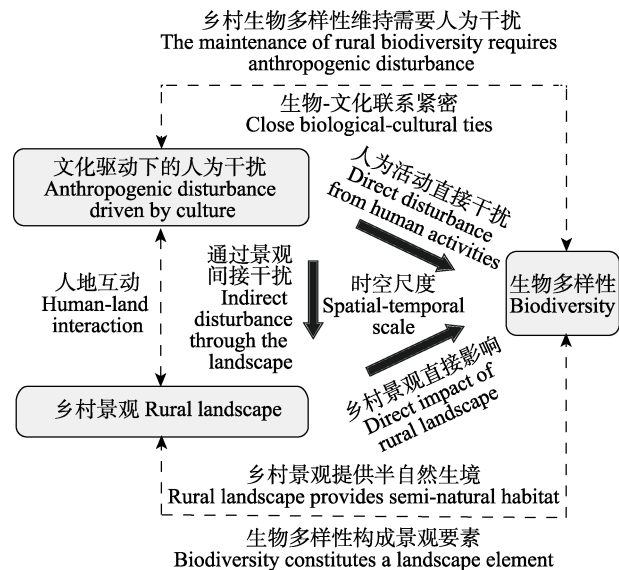


图3 乡村生物-景观-文化联系

Fig. 3 Rural biology-landscape-culture connection

并联系乡村生态文化。根据前文分析结果，国内相关时空演变研究还处于起步阶段。同时，乡村地区中小尺度的相关高精度测量数据获取较困难，且普遍缺乏历史生态数据，导致目前相关研究多集中于区域城乡尺度的生态系统演变分析。因此，需不断完善多级空间尺度分析，加强时空异质性研究。例如，(1)建立永久样方进行动态跟踪，并利用各类历史景观分析技术，完善中小尺度乡村景观生物多样性的时空演变分析；(2)结合无人机遥感影像解译与村民参与式制图等方法，推进中小尺度的人类活动以及景观格局分析，以进一步完善景观尺度以下的乡村景观生物多样性分析；(3)对乡村关键物种的适生区进行时空演变预测，以优化乡村生态空间格局，完善乡村景观生物多样性的区域-景观-局地-样方多时空尺度分析。

##### 4.3 深化乡村景观生物多样性动态维持机制研究

维持机制的研究重点在于深入挖掘复杂人为干扰下的生物多样性压力与响应机制。首先，对压力变量或影响因子的定量评估与选择十分关键，必然会涉及景观生态学中不同格局、过程和尺度的量化研究。引起乡村景观生物多样性变化的直接人为驱动力至少包括乡村土地的遗弃或扩张、农林业扩张或集约化、基础设施(包括旅游设施)建设、植被及作物多样性选择、不可再生资源的获取及各类土地或生物资源保护活动等，同时也涉及乡村人口规模、风俗制度等社会表征因子的量化。其次，考虑



到乡村景观生物多样性的多时空动态变化性, 互动机制中的关联性分析也需要在现有数量生态学相关多元变量模型方法中, 结合各类空间自相关模型、空间回归模型及空间动力学模型。通过生物多样性维持机制研究, 为传统乡村动植物利用及乡土自然中的生物多样性相关智慧“正本清源”, 进而“守正创新”以服务现代生产生活, 以期从被动适应的传统农业文明真正过渡到主动共生的新时期乡村生态文明。

#### 4.4 推进生物多样性研究在乡村景观规划中的全过程应用

乡村景观生物多样性维持机制的深入研究, 有助于进一步提出针对生物多样性维持的景观响应策略, 完善乡村景观规划体系。目前, 生物多样性的指标体系、量化评估、空间制图和情景模拟等内容已被应用于多种景观规划实践中。(1)在区域尺度上, 可结合Marxan等系统规划支持工具, 根据乡村景观生物多样性的时空演化预测结果, 辅助城乡生态网络和绿色基础设施规划建设, 并用以优化村域景观尺度乡村生态红线划定及土地利用规划; (2)局地尺度可结合乡村聚落、道路、水岸、林地等不同空间类型的生物多样性分析, 针对局地景观内部结构配置及树种选择等方面提出生物多样性维持策略; (3)通过生物多样性的有效保护及维持, 促进建立村民对乡村生态景观的深层认知和情感认同, 从而引导乡村景观从空间规划发展过渡到乡村自生长, 进而提升乡村景观发展韧性。

## 5 总结

本文在总结乡村景观生物多样性相关概念及特征的基础上, 概括了国际乡村景观生物多样性的热点研究方向, 对农业集约化下的生物多样性管理、区域尺度乡村景观与生物多样性的协同关系、局地尺度不同乡村景观类型的物种多样性及乡村景观中的生物文化多样性等研究方向的关键内容及方法技术进行总结, 进一步梳理了国内在相关研究方向上的主要进展及不足, 在此基础上提出对我国未来乡村景观生物多样性研究的重点建议, 包括突出生物文化多样性特征、加强多时空尺度分析、深化动态维持机制研究、推进生物多样性研究在乡村生态景观规划中的全过程应用等。

在不断适应中维持了7,000多年的传统乡村生

态系统正遭受着复杂的威胁, 乡村生态景观在扯不断的乡愁和停不下的现代化建设中不断交织碰撞。强调生物-景观-文化三者联系的生物多样性研究, 将有助于实现乡村生物资源的可持续发展及凸显乡村景观建设的生态性和人文性, 并激活乡村居民的本土价值认同感。随着乡村振兴的全面实施, 契合乡村多元发展目标的乡村景观生物多样性研究大有可为, 同时乡村生态系统、乡村生态景观规划和生物多样性响应等必将出现新的情况、新的问题和新的趋势。未来需要在不断吸纳新技术的同时, 保持对乡村这类传统文化景观的敬畏之心, 不断探索继承性与创新性的统一, 留住“倦鸟归林”的诗意栖居之所, 助力谱写新时代乡村全面振兴新篇章。

## ORCID

陈思淇  <https://orcid.org/0000-0002-3410-2115>

## 参考文献

- Agnoletti M (2014) Rural landscape, nature conservation and culture: Some notes on research trends and management approaches from a (southern) European perspective. *Landscape and Urban Planning*, 126, 66–73.
- Agnoletti M, Rotherham ID (2015) Landscape and biocultural diversity. *Biodiversity and Conservation*, 24, 3155–3165.
- Andrade R, Bateman HL, Franklin J, Allen D (2018) Waterbird community composition, abundance, and diversity along an urban gradient. *Landscape and Urban Planning*, 170, 103–111.
- Bian ZX, Li XL, Yu M (2018) The plant diversity of agro-landscapes in typical maize planting areas in the Northeast Plain, China—A case study of Changtu County. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 26, 480–492. (in Chinese with English abstract) [边振兴, 李晓璐, 于淼 (2018) 东北平原典型玉米种植区农业景观植物多样性研究——以昌图县为例. *中国生态农业学报*, 26, 480–492.]
- Biggs J, von Fumetti S, Kelly-Quinn M (2017) The importance of small waterbodies for biodiversity and ecosystem services: Implications for policy makers. *Hydrobiologia*, 793, 3–39.
- Blanco J, Sourdril A, Deconchat M, Ladet S, Andrieu E (2019) Social drivers of rural forest dynamics: A multi-scale approach combining ethnography, geomatic and mental model analysis. *Landscape and Urban Planning*, 188, 132–142.
- Burel F, Lavigne C, Marshall EJP, Moonen AC, Ouin A, Poggio SL (2013) Landscape ecology and biodiversity in agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 166, 1–2.
- Burgi M, Li L, Kizos T (2015) Exploring links between culture

- and biodiversity: Studying land use intensity from the plot to the landscape level. *Biodiversity and Conservation*, 24, 3285–3303.
- Carlier J, Moran J (2019) Hedgerow typology and condition analysis to inform greenway design in rural landscapes. *Journal of Environmental Management*, 247, 790–803.
- Chazdon RL, Harvey CA, Komar O, Griffith DM, Ferguson BG, Martínez-Ramos M, Morales H, Nigh R, Soto-Pinto L, Van Breugel M, Philpott SM (2009) Beyond reserves: A research agenda for conserving biodiversity in human-modified tropical landscapes. *Biotropica*, 41, 142–153.
- Chen BX, Coggins C, Minor J, Zhang YQ (2018) Fengshui forests and village landscapes in China: Geographic extent, socioecological significance, and conservation prospects. *Urban Forestry & Urban Greening*, 31, 79–92.
- Duguma LA, Hager H (2010) Woody plants diversity and possession, and their future prospects in small-scale tree and shrub growing in agricultural landscapes in Central Highlands of Ethiopia. *Small-Scale Forestry*, 9, 153–174.
- Fagerholm N, Käyhkö N, Ndumbo F, Khamis M (2012) Community stakeholders' knowledge in landscape assessments—Mapping indicators for landscape services. *Ecological Indicators*, 18, 421–433.
- Forman RTT (2016) Urban ecology principles: Are urban ecology and natural area ecology really different? *Landscape Ecology*, 31, 1653–1662.
- Frascaroli F, Bhagwat S, Guarino R, Chiarucci A, Schmid B (2016) Shrines in Central Italy conserve plant diversity and large trees. *Ambio*, 45, 468–479.
- Fu BJ, Chen LD (1996) Landscape diversity types and their ecological significance. *Acta Geographica Sinica*, 51, 454–462. (in Chinese with English abstract) [傅伯杰, 陈利顶 (1996) 景观多样性的类型及其生态意义. *地理学报*, 454–462.]
- Gao H, Ouyang ZY, Chen SB, van Koppen CSA (2013) Role of culturally protected forests in biodiversity conservation in Southeast China. *Biodiversity and Conservation*, 22, 531–544.
- García-Feced C, Weissteiner CJ, Baraldi A, Paracchini ML, Maes J, Zulian G, Kempen M, Elbersen B, Pérez-Soba M (2015) Semi-natural vegetation in agricultural land: European map and links to ecosystem service supply. *Agronomy for Sustainable Development*, 35, 273–283.
- Garibaldi A, Turner N (2004) Cultural keystone species: Implications for ecological conservation and restoration. *Ecology and Society*, 9, art1.
- Graham L, Gaulton R, Gerard F, Staley JT (2018) The influence of hedgerow structural condition on wildlife habitat provision in farmed landscapes. *Biological Conservation*, 220, 122–131.
- Guillera-Aroita G, Lahoz-Monfort JJ, Elith J, Gordon A, Kujala H, Lentini PE, McCarthy MA, Tingley R, Wintle BA (2015) Is my species distribution model fit for purpose? Matching data and models to applications. *Global Ecology and Biogeography*, 24, 276–292.
- Hanaček K, Rodríguez-Labajos B (2018) Impacts of land-use and management changes on cultural agroecosystem services and environmental conflicts—A global review. *Global Environmental Change*, 50, 41–59.
- Horak J, Peltanova A, Podavkova A, Safarova L, Bogusch P, Romportl D, Zasadil P (2013) Biodiversity responses to land use in traditional fruit orchards of a rural agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 178, 71–77.
- Hong SK, Bogaert J, Min QW (2014) *Biocultural Landscapes*. Springer, Dordrecht.
- Isbell F, Adler PR, Eisenhauer N, Fornara D, Kimmel K, Kremen C, Letourneau DK, Liebman M, Polley HW, Quijas S, Scherer-Lorenzen M (2017) Benefits of increasing plant diversity in sustainable agroecosystems. *Journal of Ecology*, 105, 871–879.
- Jackson LE, Pascual U, Hodgkin T (2007) Utilizing and conserving agrobiodiversity in agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 121, 196–210.
- Jiang MK, Bullock JM, Hooftman DAP (2013) Mapping ecosystem service and biodiversity changes over 70 years in a rural English county. *Journal of Applied Ecology*, 50, 841–850.
- Kaky E, Nolan V, Alatawi A, Gilbert F (2020) A comparison between Ensemble and MaxEnt species distribution modelling approaches for conservation: A case study with Egyptian medicinal plants. *Ecological Informatics*, 60, 101150.
- Koshida C, Katayama N (2018) Meta-analysis of the effects of rice-field abandonment on biodiversity in Japan. *Conservation Biology*, 32, 1392–1402.
- Lattera P, Orúe ME, Booman GC (2012) Spatial complexity and ecosystem services in rural landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 154, 56–67.
- Li J, Han F (2017) Traditional ecological knowledge research of the karst dike field landscape of Bao's Village, Guizhou. *Landscape Architecture*, (11), 93–98. (in Chinese with English abstract) [李婧, 韩锋 (2017) 贵州鲍家屯喀斯特水利坝田景观的传统生态智慧. *风景园林*, (11), 93–98.]
- Li L, Hu R, Huang J, Bürgi M, Zhu Z, Zhong J, Lü Z (2020) A farmland biodiversity strategy is needed for China. *Nature Ecology & Evolution*, 4, 772–774.
- Li X, Duan MC, Yu ZR, Liu YH (2015) Spatio-temporal variation of plant diversity with type of habitat in intensified agricultural landscape in outskirts. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 31, 882–887. (in Chinese with English abstract) [李想, 段美春, 宇振荣, 刘云慧 (2015) 城郊集约化农业景观不同生境类型下植物时空多样性变化. *生态与农村环境学报*, 31, 882–887.]
- Li X, Liu YH, Duan MC, Yu ZR, Axmacher JC (2018) Different response patterns of epigeic spiders and carabid

- beetles to varying environmental conditions in fields and semi-natural habitats of an intensively cultivated agricultural landscape. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 264, 54–62.
- Liang BJ, Wang C, Sun RL, Jiang SS, Gu L, Tang SN (2019) Characteristics of tree species composition in different types of rural residential treescape in Zhuhai City. *Journal of Chinese Urban Forestry*, 17(1), 6–11. (in Chinese with English abstract) [梁冰晶, 王成, 孙睿霖, 姜莎莎, 古琳, 唐赛男 (2019) 珠海市不同类型乡村人居林的树种构成特征研究. *中国城市林业*, 17(1), 6–11.]
- Liu DM, Li G, Li JS, Yang JB, Xiao NW (2021) Investigation and evaluation of traditional knowledge associated with biodiversity: A case study in Lancang and Kangding ethnic counties. *Biodiversity Science*, 29, 184. (in Chinese with English abstract) [刘冬梅, 李果, 李俊生, 杨京彪, 肖能文 (2021) 生物多样性相关传统知识调查与评估: 以澜沧与康定两县域为例. *生物多样性*, 29, 184–192.]
- Liu YH, Chang H, Yu ZR (2010) General principles for biodiversity protection in agro-landscaping. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 26, 622–627. (in Chinese with English abstract) [刘云慧, 常虹, 宇振荣 (2010) 农业景观生物多样性保护一般原则探讨. *生态与农村环境学报*, 26, 622–627.]
- Liu YH, Duan MC, Yu ZR (2013) Agricultural landscapes and biodiversity in China. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 166, 46–54.
- Lu XL, Liang GF, Tang Q, Ding SY (2018) Factors influencing plant diversity of non-agricultural habitats in agricultural landscapes. *Acta Ecologica Sinica*, 38, 1799–1809. (in Chinese with English abstract) [卢训令, 梁国付, 汤茜, 丁圣彦 (2018) 农业景观非农业境植物多样性及其影响因素. *生态学报*, 38, 1799–1809.]
- Ludwig D, Polisele L (2018) Relating traditional and academic ecological knowledge: Mechanistic and holistic epistemologies across cultures. *Biology & Philosophy*, 33, 43.
- Maskell LC, Botham M, Henrys P, Jarvis S, Maxwell D, Robinson DA, Rowland CS, Siriwardena G, Smart S, Skates J, Tebbs EJ, Tordoff GM, Emmett BA (2019) Exploring relationships between land use intensity, habitat heterogeneity and biodiversity to identify and monitor areas of High Nature Value farming. *Biological Conservation*, 231, 30–38.
- Milberg P, Bergman KO, Jonason D, Karlsson J, Westerberg L (2019) Land-use history influence the vegetation in coniferous production forests in southern Sweden. *Forest Ecology and Management*, 440, 23–30.
- Mitchell NJ, Barrett B (2015) Heritage values and agricultural landscapes: Towards a new synthesis. *Landscape Research*, 40, 701–716.
- Osen K, Sozafy MR, Martin DA, Wurz A, März A, Ranarijaona HLT, Hölscher D (2021) Land-use history determines stand structure and tree diversity in vanilla agroforests of northeastern Madagascar. *Applied Vegetation Science*, 24, e12563.
- Peng Y, Qing FT, Mi K, Xue DY (2015) Study progress on spatial scale effects and coupling relationships of different levels in biodiversity. *Acta Ecologica Sinica*, 35, 577–583. (in Chinese with English abstract) [彭羽, 卿凤婷, 米凯, 薛达元 (2015) 生物多样性不同层次尺度效应及其耦合关系研究进展. *生态学报*, 35, 577–583.]
- Peng Y, Wang WT, Lu YT, Dong JH, Zhou YQ, Shang JX, Li X, Mi K (2020) Multiscale influences of urbanized landscape metrics on the diversity of indigenous plant species: A case study in Shunyi District of Beijing, China. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 31, 4058–4066. (in Chinese with English abstract) [彭羽, 王玫涛, 卢奕瞳, 董吉会, 周艳秋, 尚佳欣, 李响, 米凯 (2020) 城市化景观格局对本土植物多样性的多尺度影响——以北京市顺义区为例. *应用生态学报*, 31, 4058–4066.]
- Purugganan MD, Fuller DQ (2009) The nature of selection during plant domestication. *Nature*, 457, 843–848.
- Qualset CO, McGuire PE, Warburton ML (1995) In California: ‘Agrobiodiversity’ key to agricultural productivity. *California Agriculture*, 49, 45–49.
- Queiroz C, Beilin R, Folke C, Lindborg R (2014) Farmland abandonment: Threat or opportunity for biodiversity conservation? A global review. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 12, 288–296.
- Rosin ZM, Hiron M, Žmihorski M, Szymański P, Tobolka M, Pärt T (2020) Reduced biodiversity in modernized villages: A conflict between sustainable development goals. *Journal of Applied Ecology*, 57, 467–475.
- Santos PZF, Crouzeilles R, Sansevero JBB (2019) Can agroforestry systems enhance biodiversity and ecosystem service provision in agricultural landscapes? A meta-analysis for the Brazilian Atlantic Forest. *Forest Ecology and Management*, 433, 140–145.
- Shen Y, Li T, Tang MF, Deng HB (2019) Spatial patterns of biocultural diversity in Southwest China. *Acta Ecologica Sinica*, 39, 2454–2461. (in Chinese with English abstract) [沈园, 李涛, 唐明方, 邓红兵 (2019) 西南地区生物文化多样性空间格局定量研究. *生态学报*, 39, 2454–2461.]
- Silva TCD, Campos LZDO, Balée W, Medeiros MFT, Peroni N, Albuquerque UP (2019) Human impact on the abundance of useful species in a protected area of the Brazilian Cerrado by people perception and biological data. *Landscape Research*, 44, 75–87.
- Simon S, Bouvier JC, Debras JF, Sauphanor B (2011) Biodiversity and pest management in orchard systems. *Sustainable Agriculture*, 2, 693–709.
- Tarabon S, Bergès L, Dutoit T, Isselin-Nondedeu F (2019) Environmental impact assessment of development projects improved by merging species distribution and habitat connectivity modelling. *Journal of Environmental Management*, 241, 439–449.
- Tardío J, Pardo-de-Santayana M (2008) Cultural importance

- indices: A comparative analysis based on the useful wild plants of Southern Cantabria (Northern Spain). *Economic Botany*, 62, 24–39.
- Tian YC, Huang YL, Zhang Q, Tao J, Zhang YL, Zhou GQ, Han X, Yang YW, Lin JL (2020) Simulation of land cover and biodiversity in Nanliu River basin in Beibu Gulf. *China Environmental Science*, 40, 1320–1334. (in Chinese with English abstract) [田义超, 黄远林, 张强, 陶进, 张亚丽, 周国清, 韩鑫, 杨永伟, 林俊良 (2020) 北部湾南流江流域土地覆盖及生物多样性模拟. *中国环境科学*, 40, 1320–1334.]
- Torralba M, Fagerholm N, Burgess PJ, Moreno G, Plieninger T (2016) Do European agroforestry systems enhance biodiversity and ecosystem services? A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 230, 150–161.
- Vallejo-Ramos M, Moreno-Calles AI, Casas A (2016) TEK and biodiversity management in agroforestry systems of different socio-ecological contexts of the Tehuacán Valley. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*, 12, 31.
- van Vliet J, de Groot HLF, Rietveld P, Verburg PH (2015) Manifestations and underlying drivers of agricultural land use change in Europe. *Landscape and Urban Planning*, 133, 24–36.
- Vellend M, Brown CD, Kharouba HM, McCune JL, Myers-Smith IH (2013) Historical ecology: Using unconventional data sources to test for effects of global environmental change. *American Journal of Botany*, 100, 1294–1305.
- Wang F, Lai YC, Tang ZX, Zheng MM, Shi J, Gu MY, Shen JY, Cao LK, Sha ZM (2021) Effects of duckweed mulching on composition and diversity of weed communities in paddy fields. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 29, 672–682. (in Chinese with English abstract) [王丰, 赖彦岑, 唐宗翔, 郑敏敏, 史俊, 顾麦云, 沈健英, 曹林奎, 沙之敏 (2021) 浮萍覆盖对稻田杂草群落组成及多样性的影响. *中国生态农业学报*, 29, 672–682.]
- Wang L, Dong L, Zhao ZP, Lu SZ, Wang J, Liu YG, Jin SC, Guan HC, Guo K (2021) Vegetation diversity and mapping in the priority area of Taihang Mountains biodiversity conservation (Beijing-Tianjin-Hebei region). *Scientia Sinica (Vita)*, 51, 289–299. (in Chinese with English abstract) [王乐, 董雷, 赵志平, 陆帅志, 王静, 刘永刚, 金时超, 关宏灿, 郭柯 (2021) 太行山生物多样性保护优先区域京津冀地区植被多样性与植被制图. *中国科学: 生命科学*, 51, 289–299.]
- Wang YT, Ding SY, Liang GF (2014) Multi-scale effects analysis for landscape structure and biodiversity of seminatural habitats and cropland in a typical agricultural landscape. *Progress in Geography*, 33, 1704–1716. (in Chinese with English abstract) [王玉婷, 丁圣彦, 梁国付 (2014) 农田背景下景观结构对半自然生境生物多样性的多尺度影响. *地理科学进展*, 33, 1704–1716.]
- Wang ZY, Wang C, Tang SN, Zhang C, Han D (2020) Characteristics and influencing factors of plant diversity in riverside rural settlement in Guangzhou. *Journal of Zhejiang A & F University*, 37, 456–464. (in Chinese with English abstract) [王子研, 王成, 唐赛男, 张昶, 韩丹 (2020) 广州河涌区乡村聚落植物多样性特征及其影响因素. *浙江农林大学学报*, 37, 456–464.]
- Wezel A, Soldat V (2009) A quantitative and qualitative historical analysis of the scientific discipline of agroecology. *International Journal of Agricultural Sustainability*, 7, 3–18.
- Willis KJ, Whittaker RJ (2002) Species diversity-scale matters. *Science*, 295, 1245–1248.
- Wu YN, Wang HJ, Wang ZX, Zhang B, Meyer BC (2019) Knowledge mapping analysis of rural landscape using CiteSpace. *Sustainability*, 12, 66.
- Xiong Y, Long CL (2020) An ethnoveterinary study on medicinal plants used by the Buyi people in Southwest Guizhou, China. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*, 16, 46.
- Zheng XM, Yang QW (2021) Progress of agricultural biodiversity conservation in China. *Biodiversity Science*, 29, 167–176. (in Chinese with English abstract) [郑晓明, 杨庆文 (2021) 中国农业生物多样性保护进展概述. *生物多样性*, 29, 167–176.]
- Zhou T, Vermaat JE, Ke XL (2019) Variability of agroecosystems and landscape service provision on the urban-rural fringe of Wuhan, Central China. *Urban Ecosystems*, 22, 1207–1214.
- Zingg S, Grenz J, Humbert JY (2018) Landscape-scale effects of land use intensity on birds and butterflies. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 267, 119–128.

(责任编辑: 马克明 责任编辑: 黄祥忠)





•综述•

# 生物银行支撑全球生物多样性研究与保护的实践与探索

杨阳<sup>1,4</sup>, 张超<sup>2</sup>, 李保国<sup>3\*</sup>

1. 中国科学院自然科学史研究所, 北京 100190; 2. 中国科学院文献情报中心, 北京 100190; 3. 西北大学生命科学学院, 西安 710069; 4. 中国新教集团政策与战略研究中心, 昆明 651701

**摘要:** 要更好地保护全球生物多样性, 人类不仅需要正确认知生物多样性的本质与规律, 还需要审时度势地发展生物多样性保护的载体, 以此提升生物多样性保护的社会价值和经济效益。本文旨在探讨生物银行对生物多样性研究与保护工作的促进作用, 解决生物银行资源库功能同质化严重、维护困难与急需向更高层次演化等三个主要问题。本文系统回顾了国内外生物银行的缘起与现状, 通过归纳与演绎的方法介绍了国内外人类基因组银行、动植物种质银行、生态银行与生物多样性银行的基本特征、运营模式与实践经验。本文的主要观点有: (1) 不受时空限制的外向型数据驱动模式是人类基因组银行的主要特征, 本质是技术外包式的共性技术平台, 它的最主要的盈利方式是通过收集、存储人体生物样本, 并将其整理成为医学研究机构、制药企业、政府医疗部门需要的医学数据; (2) 受特定时空限制的内向型需求驱动模式是动植物种质银行的主要特征, 它更聚焦代表性动植物及微生物的信息样本普查与测序, 并提倡在中试平台上进行早期小规模的活动; (3) 自然资本与金融资本结合的发展模式是生态银行的最大特色, 它作为分散零碎的生态资源和产业投资商与运营商之间的中介平台, 把环境资源未破坏但缺乏驱动机制的区域进行人才、技术与资本的快速重组; (4) 绑定实体金融机构与科研院所是生物多样性银行的最大特征, 它以第三方专业的授信与评级机构的形象出现, 其本质是通过环境破坏与环境治理、投入成本与产出收益两个维度的博弈获得两个高附加值的固定收益及增值收益。文章还提出了生物银行成为全球生物多样性研究与保护的重要载体的建议: (1) 在建设层面要加强顶层设计, (2) 在研究层面要理清知识产权权属, (3) 在应用层面防止科技伦理的沦丧, (4) 在管理层面要建立通用标准, (5) 在产业层面要综合衍生品的设计。

**关键词:** 生物银行; 发展历史; 实践案例; 运营模式; 未来挑战; 政策建议

杨阳, 张超, 李保国 (2021) 生物银行支撑全球生物多样性研究与保护的实践与探索. 生物多样性, 29, 1425–1433. doi: 10.17520/biods.2021131.

Yang Y, Zhang C, Li BG (2021) Practice and exploration of global biodiversity research and protection supported by biobank. Biodiversity Science, 29, 1425–1433. doi: 10.17520/biods.2021131.

## Practice and exploration of global biodiversity research and protection supported by biobank

Yang Yang<sup>1,4</sup>, Chao Zhang<sup>2</sup>, Baoguo Li<sup>3\*</sup>

1 Institute for the History of Natural Science, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100190

2 National Science Library, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100190

3 College of Life Sciences, Northwest University, Xi'an 710069

4 Policy and Strategic Research Center of China New Higher Education Group, Kunming 651701

### ABSTRACT

**Background & Aims:** To better protect global biodiversity, humans need to correctly understand the nature and laws of biodiversity and to develop plans for biodiversity protection that are situational. Doing so will stimulate the social value and economic benefits of biodiversity protection. The purpose of this paper is to explore the role that biobank has placed in promoting biodiversity research and protection with a goal of solving the following three problems: serious homogenization of biobank resource pool function, difficult maintenance of biobank, and an urgent need to evolve to a

收稿日期: 2021-04-09; 接受日期: 2021-06-11

基金项目: 广东省科学院先导专项(2020GDASYL-20200301003)

\* 通讯作者 Author for correspondence. E-mail: baoguoli@nwu.edu.cn

higher level.

**Progresses:** We systematically reviewed the origins and current situation of biobank at home and abroad by conducting a literature survey on the basic characteristics, operation mode and practical experiences from the Human Genome Bank (HGB), the Animal and Plant Germplasm Bank, the Ecological Bank, and the Biodiversity Bank. The main feature of the HGB is the data-driven model that is not limited by time and space. The essence of HGB is the common technology platform useful for technology outsourcing. The main way the HGB profits is by collecting and storing human biological samples, and organizing them into medical data important for medical research institutions, pharmaceutical enterprises, and government medical departments. The main feature of the Animal and Plant Germplasm Bank is the introverted demand-driven mode with limitations in time and space. The Animal and Plant Germplasm Bank focuses more on the census and sequencing of representative animals, plant and microbial information samples, and advocates early small-scale practical activities in the pilot platform. The development mode of combining natural capital and financial capital is the biggest feature for the Ecological Bank. As a scattered and fragmented ecological resource and an intermediary platform between industrial investors and operators, the Ecological Bank rapidly reorganizes talents, technology and capital in areas where environmental resources are not destroyed but lack of driving mechanism. The biggest feature of the Biodiversity Bank is that they are bound to real financial institutions and scientific research institutions. The Biodiversity Bank appears as a third-party professional credit and rating agency. The goal of the Biodiversity Bank is to obtain a high value-added fixed income and value-added income from environmental damage and environmental governance.

**Prospects:** In order to become an important carrier of biodiversity research and protection, we recommend biobank make the following five actions: to strengthen the top-level design at the construction level, to clarify the ownership of intellectual property at the research level, to prevent the decline of science and technology ethics at the application level, to establish common standards at the management level, and to integrate the design of derivatives at the industrial level.

**Key words:** biobank types; development history; practice cases; operation modes; future challenges; policy suggestions

联合国《生物多样性公约》第十五次缔约方大会(COP15)于2021年10月在中国昆明召开,这是联合国首次以生态文明为主题召开的全球性会议,大会将制定《2020年后全球生物多样性框架》,是继“爱知目标”后,全球新的10年生物多样性保护行动计划。要更好地保护全球生物多样性,人类不仅需要正确认知生物多样性的本质与规律,还需要审时度势地发展生物多样性保护的载体,以此提升生物多样性保护的社会价值和经济效益。

生物多样性研究以生物学、生态学和地理学为学科依托,开展地球实体生命体(entity group)在形态、生理、行为等方面的调查与预测。地球实体生命体的类型一般包括:与生命遗传相关的生命体多样性(diversity of life)和有机体多样性(diversity of organisms);与自然生态过程和物种生境差异性相关的生态多样性(ecological diversity)、物种多样性(species diversity)与生境多样性(habitat diversity);与区域类群分布特征和物种发展相关的分类学多样性(taxonomic diversity)(马克平,1993)。

遗传多样性专注实体生命体的遗传结构与变

异的探究,往往与核酸的理化特征息息相关,并衍生出以“基因库”为特征的研究载体。生境多样性专注动物、植物、昆虫群落的组织水平,聚焦物种演化与维持机制的规律,并衍生出以“种质库”为特征的研究载体。生态过程的多样性专注气候、地貌、土壤、水质、空气等环境变量的影响因素、变化过程与治理手段,并衍生出以“生态库”为特征的研究载体。分类学多样性专注不同周期内同一地区可视物种的损耗状况、速率及成因,并衍生出以“指标库”为特征的研究载体(McKenney & Kleserker, 2010)。

在全球可持续发展的大背景下,全球生物多样性的研究与保护工作发生了极大的变化,从依靠国家出资转向依靠社会资本,其模式也由任务驱动转向市场驱动,其形态由研究属性更强的“库”转向市场属性更强的“银行”。至此,“基因库”变为“生物组学银行”,“种质库”变为“生物种质银行”,“生态库”变为“生态银行”,“指标库”变为“生物多样性评估银行”。因此,完善生物银行的结构框架、理顺生物银行的运作机制在当下具有理论与实践双重意义。

## 1 国内外生物银行发展概述

生物银行早在2009年就被美国《时代》杂志评为“改变世界的十大构想”之一,其最大的功能就是系统和前瞻性地存储了大量稀有基因组或生物组织样本,目前已成为全球个性化组学研究和组学产业化的支柱,引领着全球生物医药及生态保护行业的走向。

### 1.1 国外生物银行的缘起与现状

生物银行并非以传统商业银行的现金、贵金属、债券、股票等金融资产的储备与管理能力为根基,而是以细胞、血液、组织等生物样本的采集、保存、研究、应用的水平为核心竞争力。生物银行以“生物样本库”为基础业务形态,最早起源于1949年美国海军样本库的建设,发展于1987年美国国家肿瘤生物样本库(Cooperation Human Tissue Network, CHTN)的实践,兴起于20世纪末信息科学管理与生命测序技术相结合的广泛应用,成熟于21世纪世界各国有关生命医学、生态环保的战略部署,先后产生了国际生物和环境资源库协会(International Society for Biological and Environmental Repositories, ISBER)、泛欧洲生物样本库与生物分子资源研究平台(Biobanking and Biomolecular Resources Research Infrastructure, BBMRI)、中东和非洲生物银行学会(EMEA Society for Biological Bank, ESBB)、英国生物银行(UK Biobank)、卢森堡联合生物样本库(Integrated BioBank of Luxembourg, IBBL)及卡罗林斯卡医学院样本库(KI Biobank)等全球知名的生物银行载体(Garcia et al, 2018)。

近年来,全球生物样本库市场的需求量每年以约30%的速度增长,市场规模向万亿美元进发,西方发达国家与一些新兴发展中国家开始加快生物银行的建设步伐。以欧洲生物银行建设与发展为例,欧盟框架计划(Framework Programme, FP)是欧洲最大的研究与创新支持计划,被欧盟视为保持全球知识经济领导地位、增强欧洲全球技术竞争力的重要财政工具。当前正在实施的FP8成为欧盟有史以来最大的研究资助计划,在过去的7年(2014–2020)有800亿欧元投入“地平线2020项目”(Horizon 2020),该项目旨在支持欧盟卓越科学计划、竞争性行业崛起以及应对社会挑战(social challenges, SC)三个议

题。其中,应对社会挑战第一款侧重于“健康、人口变化和社会福祉”(SC1),致力于生物医学研究中的热点主题,其预算高达74.72亿欧元(Kinkorová & Topolčan, 2018)。而BBMRI自受到FP7资助后,于FP8(2021–)再次成为SC1项目优先级资助的对象;7年间,BBMRI运营和开发了泛欧分布式研究基础设施,促进了欧盟内部生物资源和相关数据的综合利用,支持了全球其他生物银行高质量的生物分子和生物医学的研究(Argudo & Domènech, 2020)。

### 1.2 国内生物银行的缘起与现状

中国生物银行的雏形源于1994年中国科学院建设的中华民族永生细胞库。从1996年开始,先后兴建了国家级的肿瘤组织库、脐带血造血干细胞库、重大疾病临床与样本资源库、人群队列样本库、免疫细胞库等(Chen et al, 2015)。最具有代表性的类生物银行资源库是成立于1996年的北京肿瘤医院临床肿瘤研究所的临床肿瘤库,重点收集人类常见肿瘤组织标本和肿瘤邻近组织,并把这些组织血液中分离出来的血清和血浆进行二次收储,在10年内就获得了50万份样本数据,为中国生物银行资源库建设提供了良好的实践经验(Cheng et al, 2013)。受其经验的启发,类生物银行资源库在新千年后呈现爆发式增长的态势,其中名气较大的是2001年成立的华南肿瘤学国家重点实验室,这是中国最大的肿瘤库之一,其特征是除了常规的组织、血液与细胞等样本的收集外,还系统地将蛋白质、DNA、RNA进行收储,目前拥有的样本已超过100万份。与之组织形式类似且具有代表性的省域类生物银行还包括:天津肿瘤组织库(TMUCIH Cancer Biobank, 2004年)、浙江癌症医院肿瘤库(2007年)、江苏启东市肝癌研究所生物库(2011年)等(Gan et al, 2015)。

“十一五”期间,随着国家863计划“常见重大疾病全基因组关联分析和药物基因组学研究”的布局,中国类生物银行资源库开始转向市场价值更高的重大疾病遗传病因的探索与重大疾病靶向药的研制。至此,兼顾社会效益与经济效应的中国生物银行的雏形开始显现,其中较为著名的商业化生物银行当属全球最大的基因测序服务中心“诺禾致源”以及由“华大基因”领导的深圳国家基因库(简称国家基因库)等基因组学共性技术载体(Song et al, 2015)。而真正将生物样本库与社会资本进行融合并



开发利用是国家“十二五”规划时期，这源于新一代测序技术的基因组学成为国家“十二五”科技规划的重点研发内容，而生物医药又成为中国战略新兴产业中最受地方政府青睐的热门行业。“十三五”期间，在中国生物银行样本库建设经验与样本积累的基础上，一些区域性的生物银行联盟开始出现。如2019年，在创投资源丰富的深圳，由中国国家疾控中心(CCDC)牵头14家具有生物样本库建设与管理资质的单位组建了粤港澳大湾区科技基础资源共享联盟，为中国国家级生物银行建设以及世界级别的动植物、微生物生物样本库、组学数据库建设奠定了坚实的基础(乐晶晶等, 2020)。

### 1.3 国内外生物银行发展的共性症结

国内外生物银行面临的共性症结有3个方面: (1) 类生物银行资源库功能同质化严重。类生物银行基本都利用了医院这种区域性或专业性的垄断地位的机构来建立自己的疾病库，其主要用途为科学研究，缺乏有效的商业化运作。(2) 生物银行的内涵和外延急需拓展。当前，生物银行的分类高度聚焦在以人类为核心的组学研究与组学产业化领域，忽略了“生物圈”中所有组学本底数据的开发价值与利用潜力，这也客观反映出生物银行要实现可持续发展任重而道远的现状。(3) 类生物银行的维护难度较大。类生物银行非营利性或营利水平较低的资源库需要政府的长效资金支持，以此缓解其研究周期短和建设周期长之间的矛盾；政府一旦缩减资金支持力度，类生物银行的前期积累很容易“烂尾”。因此，生物银行产业链布局与产业系统完善依然需要对国内外不同种类、典型性生物银行的基本特征与运

营模式展开进一步归纳与总结。

## 2 国内外生物银行的种类、特征与运营模式

如将生物银行的资源库视为经营性资产，那么生物银行可被定义为一个商业概念性十足的、人与自然环境和谐发展的新兴产业化载体，它以传统银行的资产评估与信贷授信业务为依托，引入了人与动植物基因测序、生物(生态)资源开发利用、濒危(或区域特色)物种资源保育、生物多样性监测与预警等4类技术型业务模块，同时兼顾了绿色金融与绿色扶贫的基本属性。其中，人类与动植物基因测序目前是生物银行常见的业务形态，衍生出“人类基因组银行”和“动植物种质银行”两种业务模式，构建了生物银行发展的底层技术，兼顾了以生物(生态)资源开发利用以及以濒危(或区域特色)物种资源保育为主营业务的“生态银行”建设。同时，随着全球城市化进程的推进，绿色可持续发展理念深入人心，一种“泛”生物银行上且与商业资本绑定的生物多样性调查、评估、监测与预警业务悄然兴起，“生物多样性银行”建设开始走上历史舞台。

### 2.1 人类基因组银行的运营模式与实践案例

不受时空限制的外向型数据驱动模式是人类基因组银行的主要特征，本质是技术外包式的共性技术平台，其最主要的盈利方式是通过收集、存储人体生物样本以及相关的临床资料(如组织、血液、细胞、DNA、器官等)，并将其整理成医学研究机构、制药企业、政府医疗部门急需的医学数据，减少中试实验、产品研发中所消耗的调研成本与时间成本，为甲方提供支撑区域性健康战略的精准靶向方案。

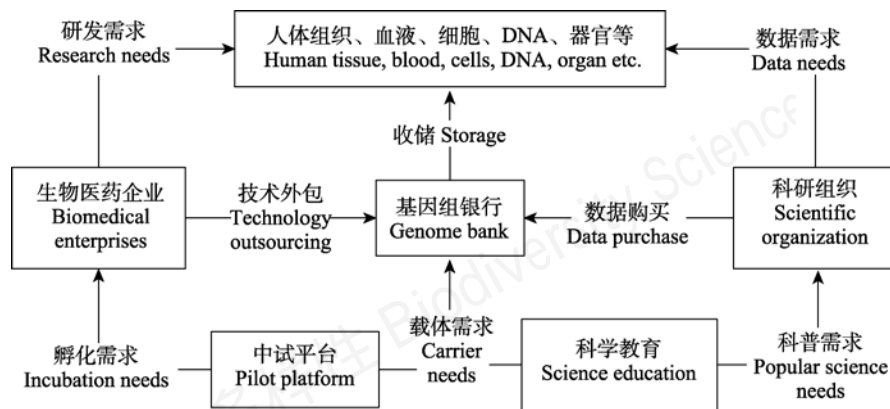


图1 人类基因组银行运营模式

Fig. 1 Operation mode of human genome bank



此外,人类基因组银行还承载着两个附属功能:(1)成为产教型科研组织有关生命科学基础教育的实践载体;(2)成为生物医药企业技术成果的中试场地(图1)。从实践来看,虽然国外的人类基因组银行起步较早,但国内相关领域的建设并未被拉开差距。

国外最知名的生物银行有英国生物银行(UK Biobank)、德国莱比锡生物银行(Leipzig Medical Biobank)与美国梅奥诊所生物银行(Mayo Clinic Biobank)。英国生物银行是迄今世界上种类最全、规模最大的人类信息资源库,其生物样本仓储存了超过1,500万种生物信息样本,其图像扫描中心还收录了脑部、心血管、骨骼等高清晰度的典型性图像样本,这些数据为科研人员在遗传学与流行性病学两个领域提供了崭新的思考方式和研究方向,为全球人类健康奠定了重要基础(Bycroft et al, 2018);德国莱比锡生物银行的优势在于其先进的储存技术,储存生物样本的精细化分类水平高,涉及 $-80^{\circ}$ 的核酸样本、 $-130^{\circ}$ 的细胞、蛋白质样本和 $-150^{\circ}$ 的血细胞样本等,同时其生物样本提取的物理空间可始终保持在 $-110^{\circ}$ ,这使其样本数据质量极高、可靠性极强,目前已为全球350项重要医学研究项目提供了数据支撑(Baber & Hummel, 2019)。梅奥诊所生物银行是依托全球著名的美国梅奥诊所(Mayo Clinic)雄厚的科研实力与丰富的临床经验建立而成,它是美国政府“精准医学计划”的重要组成部分,美国政府在其建设初期就资助了1.3亿美元,因而它最大的优势来源于政府主导的样本采集与资源交换、临床研究与数据共享网络,这个开放式网络涉及全美4,000家医院(其中覆盖全美就医规模最大的前20家医院),这无疑推进了其关联医院的研究实力与诊治效率(Olson et al, 2019)。

国内北、中、南三个区域各有一个代表性的生物银行,分别是北京中关村生物银行、上海张江生物银行以及深圳华大基因科技有限公司(简称华大基因)。北京中关村生物银行于2016年年底成立并于2017年正式运营,是国内首家以“生物银行”命名的民营组织,致力于用大数据的方法治疗罕见病,通过收集罕见病医学样本并与全球罕见病医学平台进行数据共享和交换,旨在解决罕见病研究样本小、组学数据缺乏的困境,但目前仍在发展的初期阶段,仅获得天使轮投资(师毅, 2019)。上海张江生物银行是由张江区管委会立项、国资科技型企业牵

头承担的张江科学城重要项目,于2017年投入运营,比中关村生物银行投入规模更大、智能化水平更高、综合研究能力更强。除基础的生物样本收集和储存功能以外,它还建立了生物样本信息模拟的实验室,并即将建成全国首个虚拟生物样本库(叶扬等, 2017)。华大基因虽然从未以生物银行命名,但却拥有与“生物银行”业务板块较为一致的产业链体系,目前也是国内从事人类基因库科技研发与应用的 品牌企业,其业务开展极为多元化,不仅涉及罕见疾病、动植物、微生物全领域基础测序,还为甲方提供了如基因组研究、高精度医学仪器制造(测序试剂和影像平台)等高技术供应链服务,近年来保持了较好的盈利水平(苟尤钊和林菲, 2015)。

## 2.2 动植物种质银行的运营模式与实践案例

受特定时空限制的内向型需求驱动模式是动植物种质银行的主要特征,与人类基因组银行不同,它更聚焦代表性动植物及微生物的信息样本普查与测序,并提倡在中试平台上进行早期小规模的活动。从甲方客户来看,动植物种质银行的服务对象多来自于特定的区域政府,旨在帮助他们解决生态资源衰退所引发的区域性物种丧失以及外来物种恶性入侵造成的生物多样性失衡等问题。从运营特征来看,动植物种质银行种质样本的存储环境要求( $-20^{\circ}$ )远低于人类基因组银行,但其收集(普查)手段往往通过主动的区域生态本底数据的调查来实现,这比人类基因组银行随机输入样本数据更为可靠和更有针对性。从技术输出来看,动植物种质银行更偏向于应用研究,即专注特定区域种质样本生存条件、遗传机制、培育改良、救助保育、识别监控等方面的技术储备与更新迭代,为区域绿色可持续发展提供坚实的技术保障(图2)。

国内外动物种质银行的典型案例并不多,而植物种质银行的实践则较为丰富,如美国的国家植物种质系统(National Plant Germplasm System, NPGS)、英国邱园(Gardens Kew)的“千年种子库”、澳大利亚植物银行(Plant Bank)等。国外目前最具有影响力的动植物综合性种质银行为日本国家农业科学研究所的基因银行(NIAS Gene-bank),它是日本1985年国家植物、微生物和动物遗传资源的收集保存计划的重要载体,旨在解决日本生态问题背景下的食品安全风险,自成立至今已完成了对日本主要经济作物DNA样本的全测序,收录样本91万余

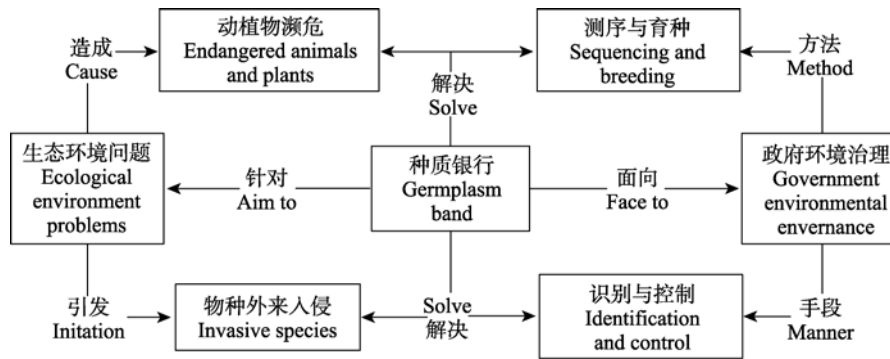


图2 种质银行运营模式

Fig. 2 Operation mode of germ plasm bank

份,在此基础上培育水稻、小麦、大麦、大豆、果树、蔬菜等新品种22.4万余份;同时,日本农业科学院(Nation Institute Agrobiological Science, NIAS)已保存日本常见的植物病原及食品微生物(细菌、真菌、酵母和病毒等)DNA 3.3万余份;此外,NIAS还保存了全日本濒危动物DNA约1,900份。基于可持续发展议题,NIAS积极向全球提供部分热带与亚热带经济作物的样本数据,甲方只需在线花费很少的费用就可以获得(Takahashi et al, 2005)。国内目前最具有影响力的种质银行是中国西南野生生物种质资源库,它是全亚洲最大的野生生物种质资源的“诺亚方舟”,保存了中国野生植物种子、重要野生植物的离体材料和DNA材料、重要动物的细胞器和重要微生物菌株等遗传材料,至今已收录各类种质资源21,666种225,522份/株(条)。同时,中国西南野生生物种质资源库还是中国重要的种质研究基地,已建成智能植物志核心元素(DNA条形码库),收录了中国近万种重要植物的12万个DNA条形码及其物种信息。此外,中国西南野生生物种质资源库还是中国重要的科学培训基地,迄今已对近2,000名各级自然保护区的工作人员进行了生物多样性保护理论和种子采集保藏技术的培训(周桔等, 2021)。

### 2.3 生态银行的运营模式与实践案例

生态银行与技术要求较高的人类基因组银行和动植物种质银行不同,它是一种新兴的优质生态资源流转的金融驱动方式,自然资本与金融资本结合的发展模式是其最大特色。作为分散零碎的生态资源和产业投资商与运营商之间的中介平台,生态银行针对环境资源未破坏、“碳中和”能力较强但缺乏驱动机制的未开发/欠开发区域进行人才、技术与资本的快速重组。从运营方式上看,生态银行在区

域政府的监督下,通过租赁、入股、托管、赎买等多种方式将碎片化生态资源的集中收储和规模化整治,转换成连片优质高效的资源包,并委托运营商进行经营。从盈利手段上看,生态银行具备了绿色金融的雏形(图3):一方面,通过对未开发土地的收储、作价与抵押换得银行贷款,贷款资金及土地资源(银行以股权形式参股)二次投入到具有市场潜质的环保项目中,以提升地区商业环境吸引力,保障环保项目稳定的盈利水平;另一方面,通过对已开发土地的实际损耗进行评估,并向非环保项目的受益方进行授信,然后根据授信额度提取一定比例的项目收益,该收益用于设立补偿已损坏土地的新项目,以此保障地区生态环境的可持续发展。

生态银行的最大优势是提升了生态资源的承载力、使用与转化效率,同时缓解了政府投入压力、降低了政府债务风险。生态银行是中国特色社会主义建设中的实践产物,在助力中国脱贫攻坚、乡村振兴方面得到了很好的应用。如福建南平市率先进行了生态银行的试点,将区域优质生态资源与社会资本结合形成了“森林生态银行”(补偿项目)、“文化生态银行”“建盏生态银行”“古厝生态银行”等多种运作模式,先后打造出属于自己的产品与文化IP,成功带动南平市旅游业营收同比增长21.3% (958亿, 2019年),这也成为“绿水青山”向“金山银山”转变的实践典型(刘耕源等, 2021)。

### 2.4 生物多样性银行的运营模式与实践案例

生物多样性银行是绿色金融的主要形态,主要运用在经济发达的地区,它与生态银行最大的不同就是绑定了实体金融机构与科研院所,其评估对象往往是政府主导的工程类项目,且评估范围较生态银行更广。作为第三方专业的授信与评级机构,生

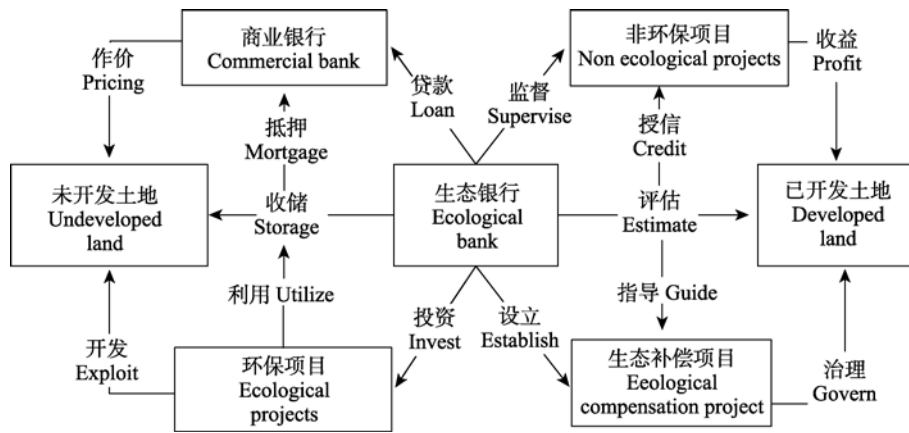


图3 生态银行运营模式  
Fig. 3 Operation mode of ecological bank

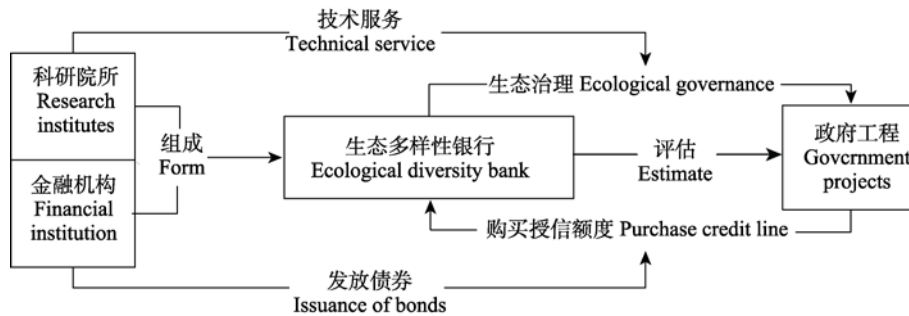


图4 生态多样性银行运营模式  
Fig. 4 Operation mode of ecological diversity bank

生物多样性银行通过对某一个区域政府主导的生态资源消耗型项目进行评估与授信获得盈利,其本质是通过环境破坏与环境治理、投入成本与产出收益两个维度的博弈获得两个高附加值的固定收益及增值收益,即项目环评中的咨询评价收益、利用企业购买授信额度和所缴纳保证金的投资收益,上述两项收益又在担保、补偿、恢复、拓展区域生物多样性的基础活动中得到了二次收益的机会。其运营模式如图4所示。

目前全球大约有108个国家涉及生物多样性银行的核心业务,在咨询评估中多以“无净损失”(又称零净损失,指通过生态补偿使生态损耗的总面积不减少)机制为主要评价方法。从实际运用上看,这种机制的优劣势非常明显,优势在于易快速置换出金融资本,劣势在于在环境保护中的作用不够理想。从美国保护区银行、澳大利亚新南威尔士生物多样性银行两个较为知名的生物多样性银行对美国河流和湿地的生态系统、欧洲潮汐泥滩和池塘、澳大利亚森林的研究案例上看,湿地生态系统生物多样性

补偿易实现中和(零损);而对林地则不可能,因为其生态结构发生了不可预测/难以预测的改变(Kumaraswamy & Udayakumar, 2011)。从生物多样性银行提供的监测手段上看,通过GIS遥感技术对测评区林地、水源、土壤宏观图像按区域损耗,并配合“无净损失”的评价机制进行作价补偿是现行惯用的方法,但这种方法也不利于观察生态环境的微观变化及延续过程。因此,未来将生物多样性银行与种质银行进行业务融合有可能成为赢得区域政府、资本市场青睐的有效途径(Bull et al, 2018)。

### 3 生物银行未来的机遇与挑战

全球生物银行要成为生物多样性研究与保护的重要载体还需要克服五大共性问题,这也将成为全球生物银行发展的机遇与挑战。

(1)建设层面的顶层设计。由于生物银行在建设层面的准入门槛较高,在人力、结构、关系、资本方面都需要大规模、持续性的投入,因此在建设初期就需要进行顶层设计,一般涉及政府治理水平、



资源供给能力、区域发展战略的匹配与论证, 区域技术人才、政策红利、产业资本的引入与导流, 区域生物安全、信息安全与债务安全的承载力评估与风险防控等三项主要工作的规划制订。

(2)研究层面上的知识产权权属。由于生物银行主要以样本测序共性技术及数据分析通用技术的供给为盈利模式, 在样本使用中涉及生物银行、政府科研机构、企业研发部门等多方主体, 其不同领域的产出成果将面临知识产权保护范围、权利归属、利益分享等重要议题, 这些问题的解决是激励生物银行发展、为其营造良好发展环境的现实需求。

(3)应用层面的科技伦理。由于对生物样本进行基因测序及储存是生物银行的主要工作, 因此最容易触碰动植物细胞系编辑、制造与改造基因编辑等违反道德伦理的红线, 特别是在研究人员职业素养缺失、基因编辑市场隐性需求巨大、政府监管滞后与失灵的三重压力冲击下, 生物银行有可能反而成为扰乱社会稳定、危及人类健康、破坏生态安全的助推器。

(4)管理层面的通用标准。以中国为例, 尽管已出台《中国生物样本库与建立指南》《生物样本库质量和能力通用要求》等多个生物银行建设与行动指南, 但针对不同区域、不同种类、不同业务的实施细则依然难产, 导致生物样本在采集、处理、注释、储存、审查、包装、运输、使用、监督、推广与销毁等多个环节难以形成通用标准, 造成管理无序、低水平、低效率重复现象时有发生。

(5)产业层面综合衍生品的设计。由于生物银行形式与种类的多样性, 其未来发展需要具备将现有单一线性业务模块进行整合的能力, 使之演变成集生物信息数据战略储备和综合性科学研究、核心技术外包研发及共性技术平台配套服务、区域濒危生物种群的治理方案、区域生物多样性预测模型及防控系统的开发、生态开发中的评估、授信、担保与投资于一体的综合性商业服务载体。

#### 4 生物银行发展的政策建议

根据生物银行所面临的五大共性问题, 本文提出了对应的政策建议:

(1)加强生物银行的顶层设计, 以面向国家生物安全重大战略需求与生物产业创新发展为导向, 制定集生物保存技术、生物组学与功能学技术、分

子生物实验技术于一体的技术发展路线图, 完善生物银行间的技术合作机制与人才培养模式, 打破阻碍生物银行间资源共享、互换的壁垒, 为国家生物安全提供重要的技术、数据与载体支撑。同时, 将生物银行纳入战略性新兴产业生物产业的子目录中, 利用政府引导基金与社会资本相结合的方式合理制定生物银行的经营业务与发展规模, 形成强有力的造血机制, 保障生物银行的可持续发展。

(2)形成国家生物银行知识产权保护的新格局, 具体措施包括: (i)设立生物银行知识产权法院, 加快以生物遗传资源为核心的知识产权立法建设, 明确生物银行资源权属与利益分享的基本权利; (ii)研判与梳理生物遗传资源核心技术清单, 编制生物遗传资源使用与交换手册, 鼓励区域间成立生物银行自治联合体, 共同维护、监督生物遗传资源的研发、使用与交易规范; (iii)充分借鉴国外生物银行知识产权防御性保护措施, 做好相关情报资料的检索与收集工作, 最大范围地探索生物遗传资源的专属性、特殊性与可保护性。

(3)从技术层面与制度层面出发, 建立政府、社会与生物银行共同参与管理的生物安全伦理体系。在技术层面, 要利用大数据、人工智能、区块链等新兴技术对生物遗传资源的使用过程进行存证, 对生物遗传资源的滥用或缪用进行准确的追溯与严厉的处罚, 保障生物银行遗传资源在研究、开发与应用中的合理使用; 在制度层面, 对生物遗传资源进行分类分级, 对高级别资源的使用施行严格的备案制度; 同时, 还要建立生物银行从业人员的道德审查的动态机制, 并向从业者提供常态化的行为准则培训, 使他们树立正确的科技伦理观。


(4)成立国家和地区生物银行标准化委员会, 针对生物银行的管理与服务体系建立生物银行ISO 90000系列的达标与资质认证标准, 进一步探索生物银行的建设与验收、从业人员的审查与培训、生物仪器的操作与维护、库存资源的储存与销毁、生物资源样本的交易与运输的标准化模式; 针对生物银行的研究与应用体系完善生物银行ISO 20387的国际通用标准, 进一步规范生物遗传数据的采集与存证、生物遗传技术的研究与中试、生物产品开发的条件与要求等标准化流程, 为生物银行走向标准化、规划化道路奠定坚实的基础。

(5)推进生物银行产业领域的细分工作、加快生



物银行产业应用版图的规划设计。重点培育以生物组学、合成生物学、测序科学为核心的产业技术,探索以战略性生物资源储备、生物多样性大数据分析、精准医学技术服务为基础的产业路径,聚焦生物银行不同类型产品的研发、中试、应用与推广的全过程,对具有市场潜力的技术与产品提供融资担保与融资服务;同时,在资本优势较为明显的地区,以项目为驱动对生物银行的业务进行主动重塑,以增强生物银行产业的内循环动力,形成生物银行产业链与供应链稳定的双螺旋结构。

## ORCID

杨阳  <https://orcid.org/0000-0003-0193-4609>

## 参考文献

- Argudo P, Domènech M (2020) The reconfiguration of biobanks in Europe under the BBMRI-ERIC framework: Towards global sharing nodes? *Life Sciences Society and Policy*, 16, 1–15.
- Baber R, Hummel M (2019) Nussbeck and Cornelia Specht. *Biopreservation and Biobanking*, 17, 372–374.
- Bull JW, Brauner K, Darbi M, Teeffelen AV, Quetier F, Brooks SE, Dunnett S, Strange N (2018) Data transparency regarding the implementation of European ‘no net loss’ biodiversity policies. *Biological Conservation*, 218, 64–72.
- Bycroft C, Freeman C, Petkova D, Band G, Elliott LT, Sharp K, Motyer A, Vukcevic D, Delaneau O, Connell JO, Cortes A, Welsh S, Young A, Effingham M, McVean G, Leslie S, Allen N, Donnelly P, Marchini J (2018) The UK biobank resource with deep phenotyping and genomic data. *Nature*, 562, 203–209.
- Chen H, Chan B, Joly Y (2015) Privacy and biobanking in China: A case of policy in transition. *The Journal of Law, Medicine & Ethics*, 43, 726–742.
- Cheng LE, Shi C, Xian W, Li Q, Yong Z (2013) Chinese biobanks: Present and future. *Genetics Research*, 95, 157–164.
- Gan YX, Wang HY, Song YT, Fan JL (2015) Chinese biobanking initiatives. *Biopreservation and Biobanking*, 13, 4–7.
- Garcia M, Downs J, Russell A (2018) Impact of biobanks on research outcomes in rare diseases: A systematic review. *Orphanet Journal of Rare Disease*, 13, 202–215.
- Gou YZ, Lin F (2015) A study on the new type of research institutes based on the perspective of innovation value chain. *Science & Technology Progress and Policy*, 32(2), 8–13. (in Chinese with English abstract) [苟尤钊, 林菲 (2015) 基于创新价值链视角的新型科研机构研究. *科技进步与对策*, 32(2), 8–13.]
- Kinkorová J, Topolčan O (2018) Biobanks in Horizon 2020: Sustainability and attractive perspectives. *EPMA Journal*, 9, 345–353.
- Kumaraswamy S, Udayakumar M (2011) Biodiversity banking: A strategic conservation mechanism. *Biodiversity and Conservation*, 20, 1155–1165.
- Le JJ, Zhou XX, Yao HS, Liu SJ, Ma YH (2020) Living biobank: Current development and ethical considerations. *Scientia Sinica (Vita)*, 50, 1464–1474. (in Chinese) [乐晶晶, 周学迅, 姚海嵩, 刘世建, 马永慧 (2020) 生物样本活库发展现状及伦理问题探讨. *中国科学: 生命科学*, 50, 1464–1474.]
- Liu GY, Yan NY, Yang Q, Zhao Y (2021) Research on eco-bank operation mechanism and local transformation: A case study. *Natural Resource Economics of China*, 34(2), 4–13, 48. (in Chinese with English abstract) [刘耕源, 颜宁聿, 杨青, 赵勇 (2021) 生态银行运行机制与本土化改造研究: 案例实证. *中国国土资源经济*, 34(2), 4–13, 48.]
- Ma KP (1993) On the concept of biodiversity. *Chinese Biodiversity*, 1, 20–22. (in Chinese) [马克平 (1993) 试论生物多样性的概念. *生物多样性*, 1, 20–22.]
- McKenney BA, Kleserker JM (2010) Policy development for biodiversity offsets: A review of offset frameworks. *Environmental Management*, 45, 165–176.
- Olson J, Ryu E, Hathcock MA, Gupta R, Bublitz JT, Takahashi PY, Bielinshi S, Sauver JL, Meagher K, Sharp RR, Thibodeau SN, Cicek M, Cerhan JR (2019) Characteristics and utilisation of the Mayo Clinic Biobank, a clinic-based prospective collection in the USA: Cohort profile. *BMJ Open*, 9, e032707.
- Shi Y (2019) Zhongguancun “Biobank”: The hope of storage future. *Zhongguancun*, (4), 16–19. (in Chinese) [师毅 (2019) 中关村“生物银行”: 存储未来的希望. *中关村*, (4), 16–19.]
- Song Y, Wang P, Yu G, Gan R (2015) Turning point: Biobanking in China and the future of translational research. *Biopreservation and Biobanking*, 13, 2–3.
- Takahashi H, Tsudzuki M, Sasaki O, Niiikura J, Inoue-Murayama M, Minezawa M (2005) A chicken linkage map based on microsatellite markers genotyped on a Japanese Large Game and White Leghorn cross. *Animal Genetics*, 36, 463–467.
- Ye Y, Zhang KH, Gao HJ (2017) Biobank: A new model of intensive biological sample bank. *Practical Journal of Organ Transplantation (Electronic Version)*, 5, 415–416, 398. (in Chinese) [叶扬, 张可浩, 郜恒骏 (2017) 生物银行: 集约化生物样本库新模式. *实用器官移植电子杂志*, 5, 415–416, 398.]
- Zhou J, Yang M, Wen XY, Li N, Ren H (2021) Strengthen *ex situ* conservation of plants and promote protection and utilization of plant resources. *Bulletin of Chinese Academy of Sciences*, 36, 417–424. (in Chinese with English abstract) [周桔, 杨明, 文香英, 李楠, 任海 (2021) 加强植物迁地保护, 促进植物资源保护和利用. *中国科学院院刊*, 36, 417–424.]

(责任编辑: 徐靖 责任编辑: 黄祥忠)