

基于植物大数据的自然保护地识别和资源利用规划

赵莉娜^{1a,2,①}, 鲁丽敏^{1a,①}, 单章建^{1a,2}, 叶建飞^{1a,1b}, 刘冰^{1a}, 赖阳均^{1a}, 陈之端^{1a,②}, 路安民^{1a}

(1. 中国科学院植物研究所; a. 系统与进化植物学国家重点实验室, b. 北京植物园, 北京 100093; 2. 中国科学院大学, 北京 100049)

摘要: 植物多样性保护和资源利用与生态文明建设、乡村振兴等国家战略和决策密切相关, 迫切需要识别自然保护地、制定资源利用规划。本文对中国被子植物的物种丰富度、特有物种丰富度、濒危物种丰富度、系统发生多样性和保护指数的空间格局进行了分析, 按照保护指数从高到低的顺序选取累计面积达到陆域国土面积 18% 的县级行政区作为保护优先区。同时, 对 13 类资源植物丰富度及资源指数的空间格局进行了分析, 按照资源指数从高到低的顺序选取累计面积达到陆域国土面积 18% 的县级行政区作为资源植物片区, 并将累计面积达到陆域国土面积 5% 的县级行政区作为资源植物片区的核心区。结果表明: 保护指数与物种丰富度的空间格局较为一致, 主要集中在北纬 21°~35° 的西南、华南和东南的大部分区域(包括西藏南部, 云南北部和南部, 云南、贵州和广西毗邻处, 四川周边山区, 重庆和湖北毗邻处, 广西、湖南和贵州毗邻处等)。基于保护指数筛选到 34 个保护优先区, 这些保护优先区的被子植物、特有植物、濒危植物和国家重点保护野生植物分别占中国相应类型被子植物总种数的 80.5%、80.3%、70.6% 和 71.8%。基于资源指数筛选到 20 个资源植物片区, 这些资源植物片区的被子植物、特有植物、濒危植物、资源植物和国家重点保护野生植物分别占中国相应类型被子植物总种数的 82.7%、77.2%、74.9%、87.0% 和 72.9%, 核心区的被子植物、特有植物、濒危植物、资源植物和国家重点保护野生植物分别占中国相应类型被子植物总种数的 60.6%、60.6%、58.0%、76.3% 和 57.8%。研究结果显示: 筛选的保护优先区与资源植物片区大致重叠, 说明筛选出的保护优先区能最大限度地保护中国的植物多样性和物种资源。

关键词: 植物大数据; 自然保护地; 资源利用; 保护指数; 资源指数

中图分类号: X36; S759.9 文献标志码: A 文章编号: 1674-7895(2022)04-0001-10

DOI:10.3969/j.issn.1674-7895.2022.04.01

Natural protection area identification and resource utilization planning based on botanical big data ZHAO Lina^{1a,2,①}, LU Limin^{1a,①}, SHAN Zhangjian^{1a,2}, YE Jianfei^{1a,1b}, LIU Bing^{1a}, LAI Yangjun^{1a}, CHEN Zhiduan^{1a,②}, LU Anmin^{1a} (1. Institute of Botany, Chinese Academy of Sciences; a. State Key Laboratory of Systematic and Evolutionary Botany, b. Beijing Botanical Garden, Beijing 100093, China; 2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China), *J. Plant Resour. & Environ.*, 2022, 31(4): 1-10

Abstract: Plant diversity conservation and resource utilization are closely related to national strategies and decisions on ecological civilization construction, rural revitalization, etc. Therefore, it is urgent to identify natural protection areas and develop resource utilization plans. In this paper, spatial patterns of species richness, endemic species richness, threatened species richness, phylogenetic diversity, and protection index of angiosperms in China were analyzed, and county-level administrative regions with a cumulative area of 18% of national territorial area were selected as conservation priority areas according to protection index from high to low. Meanwhile, spatial patterns of richness of 13 types of resource plants

收稿日期: 2021-11-04

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(31900191; 32122009); 中国科学院 B 类战略先导项目(XDB31000000)

作者简介: 赵莉娜(1985—), 女, 江西靖安人, 博士研究生, 主要从事生物多样性保护研究。

鲁丽敏(1986—), 女, 河南安阳人, 博士, 研究员, 主要从事系统与进化植物学研究。

① 共同第一作者

② 通信作者 E-mail: zhidian@ibcas.ac.cn

引用格式: 赵莉娜, 鲁丽敏, 单章建, 等. 基于植物大数据的自然保护地识别和资源利用规划[J]. 植物资源与环境学报, 2022, 31(4): 1-10.

and resource index were analyzed, and county-level administrative regions with a cumulative area of 18% of national territorial area were selected as resource plant areas according to resource index from high to low, meanwhile county-level administrative regions with a cumulative area of 5% of national territorial area were considered as core areas of resource plant areas. The results show that the spatial patterns of protection index and species richness are relatively consistent, and are mainly concentrated in most areas of Southwest China, South China, and Southeast China between $N21^{\circ}-35^{\circ}$ (including southern Tibet, northern and southern Yunnan, adjacent areas of Yunnan, Guizhou and Guangxi, surrounding mountains of Sichuan, adjacent areas of Chongqing and Hubei, adjacent areas of Guangxi, Hunan and Guizhou, etc.). Thirty-four conservation priority areas are selected based on protection index, and angiosperms, endemic plants, threatened plants, and national key protected wild plants in these conservation priority areas account for 80.5%, 80.3%, 70.6%, and 71.8% of total species numbers of corresponding types of angiosperms in China, respectively. Twenty resource plant areas are selected based on resource index, and angiosperms, endemic plants, threatened plants, resource plants, and national key protected wild plants in these resource plant areas account for 82.7%, 77.2%, 74.9%, 87.0%, and 72.9% of total species numbers of corresponding types of angiosperms in China, respectively, and those in core areas account for 60.6%, 60.6%, 58.0%, 76.3%, and 57.8% of total species numbers of corresponding types of angiosperms in China, respectively. It is suggested that the screened conservation priority areas and resource plant areas are overlapped in general, indicating that the screened conservation priority areas can maximize the protection effect on plant diversity and species resources in China.

Key words: botanical big data; natural protection area; resource utilization; protection index; resource index

生物多样性是生物与环境相互作用和共同演化的结果,是自然界赋予人类的宝贵财富。植物是地球上的初级生产者,为其他生物提供赖以生存的栖息地和物质基础,对维持生物圈物质循环、能量流动和生态系统稳定起到关键作用^[1]。植物还能够为人类提供大量的工业原料,如药物、纤维、油料、香料、胶脂等^[2]。因此,人类的衣、食、住、行都离不开植物。中国资源植物丰富,许多栽培植物的野生近缘种具有优良品质(如抗病、抗寒、抗旱、抗倒伏等),是培育新品种不可缺少的种质资源,可为农作物品种改良提供材料^[3,4]。中国植物种类丰富,且近半数植物为特有植物,包含许多珍稀的单种属和寡种属。其中,部分特有植物的系统分类地位较为特殊,在植物系统进化研究中具有很高的学术价值^[5,6]。

植物多样性是生态系统服务的重要组成部分,如在城市绿化和森林公园中,花草树木可美化环境,丰富景观多样性,给人们带来美的享受,与人类福祉息息相关^[1,7-9]。然而,进入20世纪后,随着人口的剧烈增长和城镇化的扩张,森林砍伐、水土流失及荒漠化等问题日益严重,已有5%~15%的物种从地球上消失^[10]。截至2021年10月6日,参与评估的70%的被子植物(有花植物)处于受威胁状态(<https://www.iucnredlist.org/>)。若不及时采取措施,物种的灭绝速率将不断加快^[11,12]。植物多样性丧失对生态系

统功能和可持续性影响很大。在植物多样性下降初期,其对生态系统功能的影响较小,但当植物种数低于一定阈值后,任何植物的灭绝都可能对生态系统功能产生严重影响,进而影响生态系统服务水平^[13-17]。研究发现,除人类活动外,气候变化、极端天气、地质灾害及生物入侵等均可对植物多样性产生严重危害^[18-20]。因此,植物多样性保护与人类生存和生态文明建设息息相关。为了更好地应对生物多样性面临的严峻挑战,迫切需要在国土规划中落实对植物多样性的保护。然而,虽然植物多样性是自然保护地规划和建设的重要评估指标,但关于植物多样性研究的代表数据不足。以生态系统服务功能评估为例,目前中国参与生态系统服务功能评估的濒危植物只有300多种^[15],占现阶段中国濒危植物总种数的比例不足10%^[19-21]。

由于中国在植物资源开发和利用的早期阶段缺少相应规范,导致一些具有重要经济价值的植物资源数量锐减^[18,20,21]。例如,大量无序采挖药用植物导致其野生资源急剧减少,甚至有些药用植物种类已经灭绝^[22-25]。目前,中国不同地区间野生植物资源的开发利用水平存在极大差异,有些地区的野生植物因长在人迹罕至的深山老林中而得到较好的保存,还有很多地区因没有重视环境保护而导致野生植物面临严峻的生存危机^[26-30]。近年来,国家高度重视资源植

物的开发和利用。为了推进文化创意、设计服务与相关产业融合发展的精神,文化和旅游部及财政部在2018年联合印发了《关于推动特色文化产业发展的指导意见》,大力发展新时代特色文化产业,深入实施“一县一品”战略,计划在全国832个国家贫困县的乡镇推选具有地域性、特色性、代表性的品牌产品。此后,各地不断推进“一乡一品”“一县一品”的绿色经济发展模式,目前这项产业促进计划已推广至全国近3000个县(县级市)、40000多个乡(镇)。然而,各地选择的品牌产品多为农林产品、渔副产品、手工艺品及特色食品等^[31,32],极少县、乡镇将当地特色植物,尤其是特色野生植物列入品牌产品的培育对象。究其原因,可能是人们对当地的特色野生植物了解不足,无法充分开发利用这些植物资源。

相关研究表明:自然保护区的选取和设置多以当地的物种数以及特有物种和濒危物种的丰富程度为主要依据,缺乏对物种演化历史的认识和考虑^[33-37]。生物多样性丧失将导致代表物种演化潜能的关键创新性状和功能性状(如适应性性状)丢失^[37,38]。在保护资源有限的情况下,为了防止更多的演化信息丢失,并有效保护演化历史多样性,将系统发生多样性(phylogenetic diversity, PD)纳入生物多样性保护研究已经成为全球学者的共识^[38-45]。

本研究基于植物大数据,将中国被子植物多样性〔包括物种丰富度(species richness, SR)、特有物种丰富度(endemic species richness, ER)和濒危物种丰富度(threatened species richness, TR)〕与系统发生多样性相结合,基于保护指数(Protection Index, P_index)筛选中国被子植物多样性保护优先区,旨在为中国自然保护地识别提供新思路和新方案,为中国以国家公园为主体的自然保护地体系建设和完善提供科学依据和数据支撑。同时,在全面考虑不同类型资源植物经济价值的前提下,基于资源指数(resource index, R_index),在全国范围内筛选资源植物片区及核心区,以展示中国资源植物的清晰蓝图,响应国家乡村振兴计划和行动部署,进一步优化和促进地方绿色产业规划和经济发展。

1 研究方法

1.1 物种信息来源及分类

本研究的物种信息以《Flora of China》([http://](http://www.efloras.org/flora_page.aspx?flora_id=2)

www.efloras.org/flora_page.aspx?flora_id=2)为基础,依据《中国生物物种名录》(<http://www.sp2000.org.cn/>)进行修正,并去除异名、非法名、栽培种和外来种等,最终确定的被子植物总计30068种。同时,根据Huang等^[5,6]的研究结果,在确定的被子植物中提取中国特有植物,共计16676种。濒危植物来源于《中国高等植物受威胁物种名录》等文献^[19-21],将极危(critically endangered, CR)、濒危(endangered, EN)和易危(vulnerable, VU)植物统称为濒危物种,共计3363种。根据《中国资源植物》^[2]将资源植物分成13个类型,即药用植物、观赏植物、纤维植物、淀粉植物、芳香植物、鞣料植物、蜜源植物、木材植物、油料植物、有毒植物、野果植物、野菜植物、牧草植物,共计5726种,其中被子植物有5065种。根据《国家重点保护野生植物名录》(http://www.gov.cn/zhengce/zhengceku/2021-09/09/content_5636409.htm)统计区域内国家重点保护野生植物种数。

1.2 物种分布数据来源及数据库形成

文中的物种分布数据包括文献数据和标本数据,其中,文献数据主要来源于《中国植物志》《Flora of China》《云南植物志》《广西植物志》《江苏省植物志》《浙江省植物志》《云南德宏州高等植物》《鄂尔多斯高原维管植物名录》《鄂尔多斯植物志》《中国长白山植物资源志》《淮北植物》《山西野生植物检索表》《新疆草地植物名录》《溧阳木本植物》《新疆药用植物名录》《贺兰山维管植物检索表》《四川攀西种子植物》《广东植物多样性编目》《东莞植物志》《江西全南种子植物名录》《神农架植物名录》《梅州维管植物名录》《武功山地区维管束植物物种多样性编目》《濮阳植物志》《宜兰县植物资源》《粤东植物名录》《浙江温岭植物资源》《贵州维管植物编目》《西藏东南部主要种子植物检索表》等书籍,标本数据主要来源于中国数字植物标本馆(<https://www.cvh.ac.cn/>)和全球生物多样性信息网(<https://www.gbif.org/>),数据截至2021年10月。在收集完所有文献数据后,去除无效地名,形成包含约169万条物种县级分布信息的文献数据库。另外,从中国数字植物标本馆获得约700万份标本的县级分布记录,从全球生物多样性信息网获得约194万条大陆标本记录和34万条台湾标本记录,经过去重、清洗和去除无效标本记录(即经度和纬度不在中国陆域范围)等标准化流程后,得到包含约83.6万条信息的标本数据库。将文献数据库

与标本数据库结合起来,利用标准的县级行政区(包含县、区、旗和县级市)名称(<http://www.mca.gov.cn/article/sj/xzqh/2020/2020/2020112010001.html>)和标准的植物拉丁学名(<http://www.sp2000.org.cn/>)分别对物种的分布数据和学名信息进行标准化处理。去除重复记录,确保同一物种在每个县级行政区内仅保留1条记录。最终形成包含约202万条县级分布记录的总数据库。物种分布数据的统计和分析由关系型数据库管理系统MySQL(<https://www.mysql.com/>)完成。

1.3 保护指数计算

分别统计各县级行政区被子植物的物种丰富度、特有物种丰富度和濒危物种丰富度。同时,在“中国维管植物生命之树”^[46]基础上,利用R软件picante包^[47]提取“中国被子植物生命之树”,计算各县级行政区被子植物属水平的系统发生多样性。

保护指数可量化不同地理单元的生物多样性。该指数包括物种多样性和系统发生多样性2个方面,由物种丰富度、特有物种丰富度、濒危物种丰富度和系统发生多样性4个指数组成。为了避免不同数据导致的偏差,将4个指数进行标准化处理,获得0~1的标准化数据;之后,依据“等同权重”原则,计算4个指数标准化数据的算术平均值,即保护指数。

1.4 资源指数计算

资源指数可量化不同县级行政区资源植物的价值。本研究的资源指数由资源植物丰富度(resource plant richness, RR)和资源植物独特性(resource plant uniqueness, RU)组成。其中,资源植物丰富度为每个县级行政区资源植物的总种数与全国资源植物丰富度最高的县级行政区的资源植物总种数的比值;资源植物独特性为每个县级行政区内所有资源植物独特性的平均值,其中,资源植物独特性计算公式为某资源植物独特性=1-(该资源植物在国内分布的县级行政区数/全国县级行政区总数)。依据“等同权重”原则,计算资源植物丰富度和资源植物独特性的算术平均值,即资源指数。

1.5 空间分析和统计

利用地理信息系统工具将上述指数分别绘制到地图上,根据中共中央办公厅、国务院办公厅印发的《关于建立以国家公园为主体的自然保护地体系的指导意见》提出的“自然保护地面积占陆域国土面积18%”标准划定保护优先区。将各县级行政区的保护

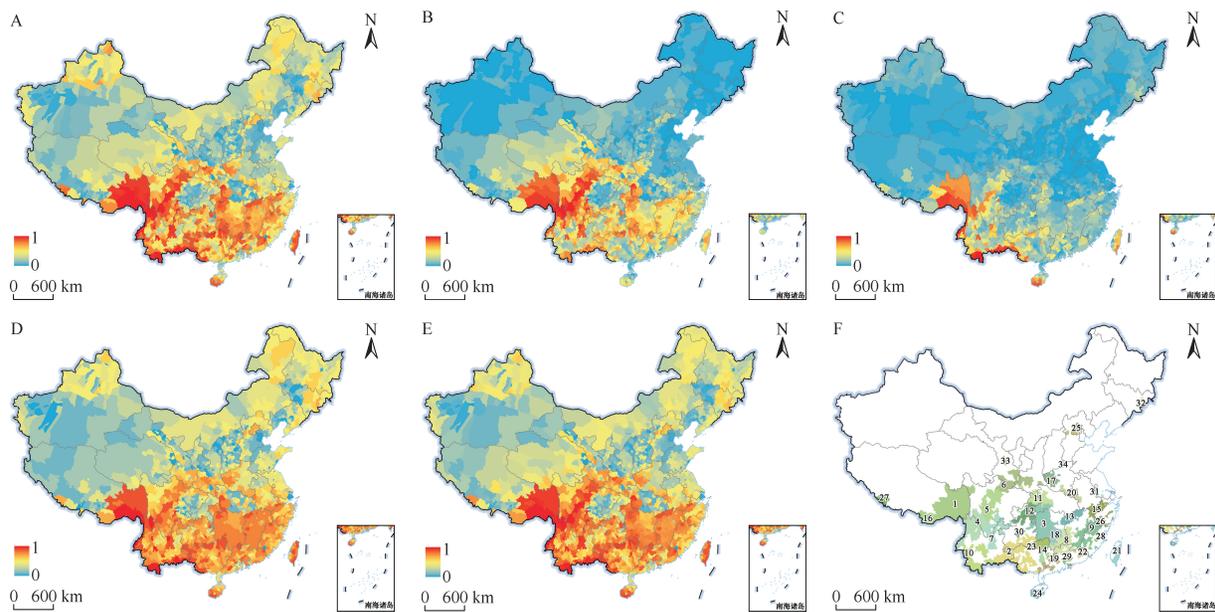
指数由高到低排序,选取累计面积达到陆域国土面积18%的县级行政区作为保护优先区。同时,将各县级行政区的资源指数由高到低排序,选取累计面积达到陆域国土面积18%且相邻的县级行政区,将这些区域合并起来作为资源植物片区;选取累计面积达到陆域国土面积5%且相邻的县级行政区,将这些区域合并起来作为资源植物片区的核心区。

采用莫兰指数(Moran's I)检测不同植物多样性指标的空间自相关性。Moran's I 的取值范围为 $[-1, 1]$,数值越接近-1,表示相邻地理单元间的多样性指标越离散;数值越接近1,表示相邻地理单元间的多样性指标越聚集。采用R软件SpatialPack包^[48]提供的修正后的 t 检验法检测不同植物多样性指标两两之间的空间相关性(r)。 r 值越大,表示2个植物多样性指标间的空间相关性越高。

2 结果和分析

2.1 不同植物多样性指标的空间格局及保护优先区规划

分析结果(图1)表明:整体上看,中国南方的物种丰富度、特有物种丰富度和濒危物种丰富度高于北方,说明中国被子植物的物种多样性呈现南多、北少的格局。物种丰富度和系统发生多样性具有较高的空间分布一致性($r=0.94, p<0.001$),且具有非常显著的空间分异特征。物种丰富度和系统发生多样性较高的区域主要集中在西藏南部,云南北部和南部,云南、贵州和广西毗邻处,四川周边山区,重庆和湖北毗邻处,广西、湖南和贵州毗邻处等地;特有物种丰富度较高的区域主要集中在西藏和云南毗邻处,广东和广西毗邻处,四川周边山区,重庆、湖南和湖北毗邻处等区域;濒危物种丰富度较高的区域主要集中在西藏和四川毗邻处,云南南部及台湾地区,与物种丰富度有一定程度的空间一致性($r=0.86, p<0.001$)。约90%的受威胁物种分布在北纬 $21^{\circ}\sim 33^{\circ}$ 区域,其峰值在北纬 $23^{\circ}\sim 25^{\circ}$ 区域。保护指数在空间上呈现显著的非随机分布状态(Moran's $I=0.45, p<0.001$),且保护指数较高区域的物种多样性也极其丰富,这些区域还分布有大量的特有物种和濒危物种,并蕴含了丰富的植物演化历史。从纬度上看,保护指数较高的区域主要集中在北纬 $21^{\circ}\sim 35^{\circ}$ 的西南、华南和东南的大部分区域。



审图号: GS(2022)3758 号

A: 物种丰富度的空间格局 Spatial pattern of species richness; B: 特有物种丰富度的空间格局 Spatial pattern of endemic species richness; C: 濒危物种丰富度的空间格局 Spatial pattern of threatened species richness; D: 系统发生多样性的空间格局 Spatial pattern of phylogenetic diversity; E: 保护指数的空间格局 Spatial pattern of protection index; F: 保护优先区 (数字代表保护优先区编号) Conservation priority area (the figures represent the Nos. of conservation priority areas).

图 1 经标准化处理后不同植物多样性指标的空间格局及基于保护指数的保护优先区规划
 Fig. 1 Spatial patterns of different plant diversity indexes after standardized treatment and planning of conservation priority areas based on protection index

依据保护优先区选取标准,共得到 34 个保护优先区,累计面积 $170.6 \times 10^5 \text{ km}^2$,各保护优先区的植物多样性见表 1。这些保护优先区的被子植物总计 24 196 种,占中国被子植物总种数的 80.5%;特有植物总计 13 385 种,占中国特有被子植物总种数的 80.3%;濒危植物总计 2 373 种,占中国濒危被子植物

总种数的 70.6%。同时,这些保护优先区还分布有 604 种国家重点保护野生植物,占国家重点保护野生被子植物总种数的 71.8%。其中,国家一级保护野生植物有 53 种,占国家一级保护野生被子植物总种数的 76.8%;国家二级保护野生植物有 551 种,占国家二级保护野生被子植物总种数的 71.4%。

表 1 筛选的保护优先区的植物多样性¹⁾
 Table 1 Plant diversity in screened conservation priority areas¹⁾

编号 No.	保护优先区 Conservation priority area	面积/ km^2 Area	n_A	n_E	n_T	n_{NK}	n_{NK-I}	n_{NK-II}
1	东念青唐古拉山—伯舒拉岭—他念他翁山 East Nyenchen Tanglha-Boxoilaling-Tenasserim Mountains	21.0×10^5	5 038	2 004	267	96	3	93
2	云桂 Yunnan-Guangxi	15.4×10^5	8 928	3 839	934	277	31	246
3	雪峰岭—武陵山 Xuefengling-Wuling Mountains	12.7×10^5	4 082	2 015	206	86	2	84
4	怒山—高黎贡山—沙鲁里山 Nushan-Gaoligong-Shaluli Mountains	11.6×10^5	10 453	5 060	846	245	21	224
5	邛崃山—大雪山 Qionglai-Daxue Mountains	9.2×10^5	6 835	4 088	366	131	2	129
6	秦岭—岷山 Qinling-Minshan Mountains	8.8×10^5	4 632	2 423	172	94	1	93
7	五莲山—乌蒙山 Wulian-Wumeng Mountains	8.6×10^5	6 943	3 597	401	136	1	135
8	南岭—罗霄山 Nanling-Luoxiao Mountains	8.3×10^5	4 148	1 614	203	101	1	100
9	武夷山 Wuyi Mountains	8.2×10^5	2 839	1 031	102	66	1	65
10	哀牢山—无量山 Ailao-Wuliang Mountains	7.8×10^5	7 534	2 695	793	215	15	200
11	武当山—大巴山 Wudang-Daba Mountains	5.3×10^5	3 333	1 687	136	73	2	71
12	大娄山 Dalou Mountains	5.2×10^5	3 116	1 428	136	71	2	69

续表1 Table 1 (Continued)

编号 No.	保护优先区 Conservation priority area	面积/km ² Area	n_A	n_E	n_T	n_{NK}	n_{NK-I}	n_{NK-II}
13	九岭山—幕阜山 Jiuling-Mufu Mountains	4.0×10 ⁵	2 261	852	75	54	1	53
14	桂北 Northern Guangxi	3.8×10 ⁵	3 931	1 493	229	107	8	99
15	天目山 Tianmu Mountains	3.7×10 ⁵	2 539	939	93	64	3	61
16	喜马拉雅东段 East Himalaya	3.5×10 ⁵	1 298	293	33	19	0	19
17	伏牛山—中条山 Funiu-Zhongtiao Mountains	3.4×10 ⁵	1 629	562	26	28	2	26
18	湘南 Southern Hunan	3.3×10 ⁵	2 018	780	57	46	3	43
19	云雾山 Yunwu Mountains	3.3×10 ⁵	3 196	959	174	77	6	71
20	大别山 Dabie Mountains	3.2×10 ⁵	1 856	584	43	41	0	41
21	玉山 Yushan Mountains	2.5×10 ⁵	2 910	801	192	57	0	57
22	大瑶山 Dayao Mountains	2.0×10 ⁵	3 287	1 152	153	79	3	76
23	粤北 Northern Guangdong	2.0×10 ⁵	2 527	720	106	51	2	49
24	海南 Hainan	1.9×10 ⁵	2 594	625	262	79	4	75
25	燕山及周边山区 Yanshan and surrounding mountains	1.8×10 ⁵	1 488	290	28	12	0	12
26	仙霞岭—雁荡山 Xianxialing-Yandang Mountains	1.7×10 ⁵	2 028	726	75	48	0	48
27	喜马拉雅中段 Middle Himalaya	1.7×10 ⁵	1 977	388	67	31	0	31
28	戴云山 Daiyun Mountains	1.6×10 ⁵	2 004	527	63	38	1	37
29	粤中 Central Guangdong	1.5×10 ⁵	2 808	792	134	60	1	59
30	黔中 Central Guizhou	1.0×10 ⁵	2 184	871	73	44	2	42
31	南京及周边 Nanjing and surroundings	0.9×10 ⁵	1 233	253	28	22	0	22
32	长白山 Changbai Mountains	0.7×10 ⁵	1 106	45	36	16	0	16
33	甘南 Southern Gansu	0.6×10 ⁵	1 443	542	26	27	0	27
34	豫北 Northern Henan	0.4×10 ⁵	1 098	273	15	13	0	13
合计 ²⁾ Total ²⁾			24 196	13 385	2 373	604	53	551

¹⁾ n_A : 被子植物种数 Species number of angiosperms; n_E : 特有植物种数 Species number of endemic plants; n_T : 濒危植物种数 Species number of threatened plants; n_{NK} : 国家重点保护野生植物种数 Species number of national key protected wild plants; n_{NK-I} : 国家一级保护野生植物种数 Species number of level I national key protected wild plants; n_{NK-II} : 国家二级保护野生植物种数 Number of level II national key protected wild plants.

²⁾ 去除重复种类的总种数 Total species number removed repeat species.

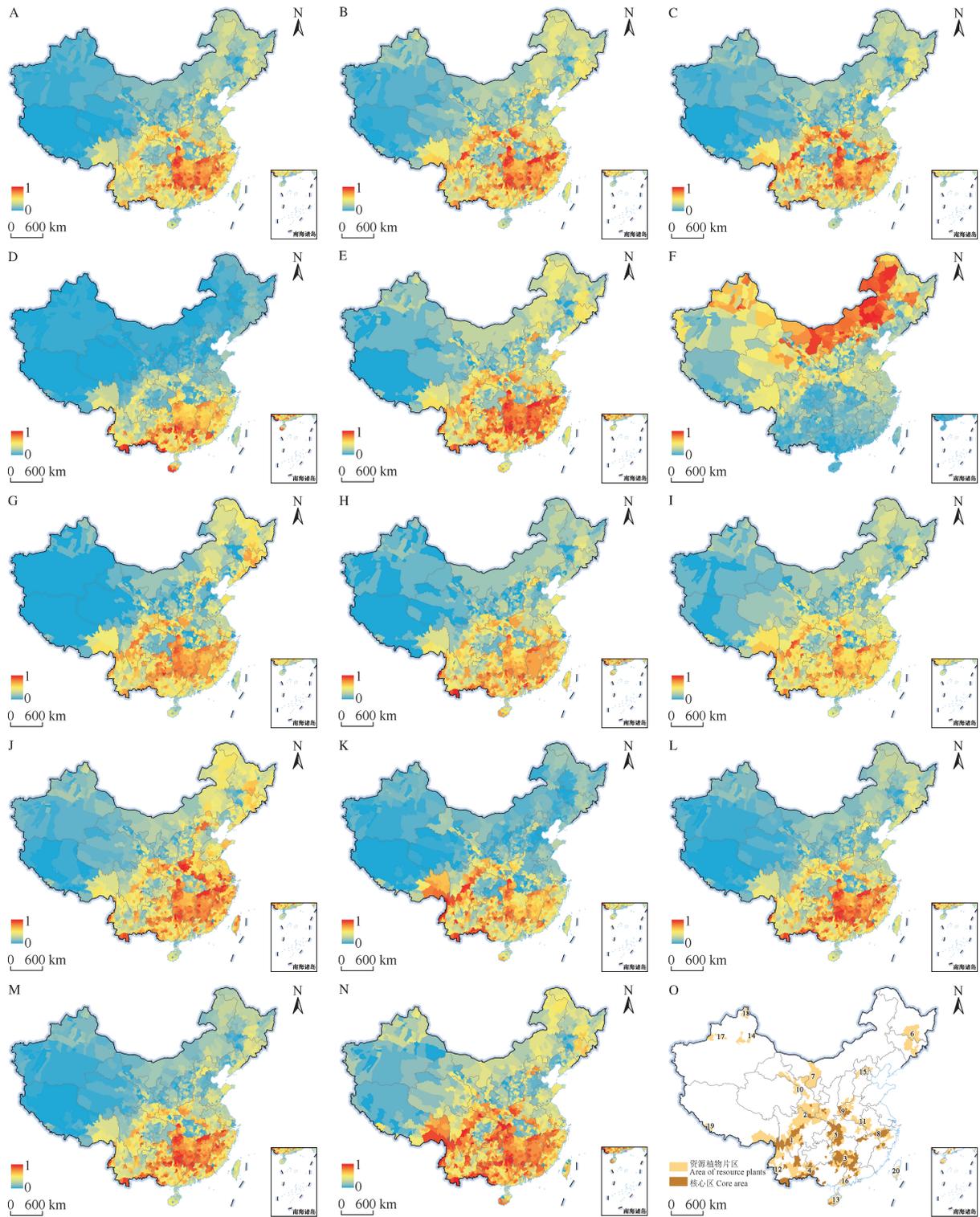
2.2 不同类型资源植物的空间格局及片区分布

分析结果(图2)表明:不同类型资源植物在空间上呈现非随机分布状态。牧草植物的空间格局与其他类型资源植物明显不同,主要集中在内蒙古、新疆北部以及甘肃和宁夏的部分区域;其他类型资源植物的空间格局相似,主要集中在西南、华南和东南的大部分区域。根据资源指数的空间格局,中国资源植物主要集中在物种多样性较高的区域,如云南、西藏和四川毗邻处,云南南部,四川西北部,重庆大部分区域以及岭南地区等。

依据资源植物片区选取标准,共得到20个资源植物片区,累计面积 $170.6 \times 10^5 \text{ km}^2$,各资源植物片区的植物多样性见表2。这些资源植物片区的被子植物总计24 856种,占中国被子植物总种数的82.7%;特有植物总计12 879种,占中国特有被子植物总种数的77.2%;濒危植物总计2 520种,占中国濒危被子植物总种数的74.9%。这些资源植物片区的资源

植物共有4 406种,占中国资源植物中被子植物总种数的87.0%,并包含国家重点保护野生植物613种,占国家重点保护野生被子植物总种数的72.9%。其中,国家一级和二级保护野生植物分别有53和560种,各占国家一级和二级保护野生被子植物总种数的76.8%和72.5%。

在筛选的资源植物片区中共有10个核心区,累计面积 $47.3 \times 10^5 \text{ km}^2$,这些核心区的被子植物有18 219种,占中国被子植物总种数的60.6%;特有植物有10 105种,占中国特有被子植物总种数的60.6%;濒危植物有1 951种,占中国濒危被子植物总种数的58.0%。这些核心区的资源植物共有3 863种,占中国资源植物中被子植物总种数的76.3%,包含国家重点保护野生植物486种,占国家重点保护野生被子植物总种数的57.8%。其中,国家一级和二级保护野生植物分别有47和439种,各占国家一级和二级保护野生被子植物总种数的68.1%和56.9%。



审图号: GS(2022)3758 号

A-M. 不同类型资源植物丰富度的空间格局 Spatial pattern of richness of different types of resource plants: A. 淀粉植物 Starch plant; B. 芳香植物 Aromatic plant; C. 观赏植物 Ornamental plant; D. 木材植物 Wood plant; E. 蜜源植物 Nectar plant; F. 牧草植物 Forage plant; G. 鞣料植物 Tanning plant; H. 纤维植物 Fibrous plant; I. 药用植物 Medicinal plant; J. 野菜植物 Wild vegetable plant; K. 野果植物 Wild fruit plant; L. 油料植物 Oil plant; M. 有毒植物 Poisonous plant. N. 资源指数的空间格局 Spatial pattern of resource index. O. 资源植物片区(数字代表片区编号) Area of resource plants (the figures represent the Nos. of areas).

图 2 不同类型资源植物丰富度和资源指数的空间格局及资源植物片区分布

Fig. 2 Spatial patterns of richness of different types of resource plants and resource index and distribution of resource plant areas

表2 筛选的资源植物片区及核心区的植物多样性¹⁾
Table 2 Plant diversity in screened areas and core areas of resource plants¹⁾

片区 Area	不同片区的植物多样性 Plant diversity in different areas								不同核心区的植物多样性 Plant diversity in different core areas							
	A/km ²	n _A	n _E	n _T	n _R	n _{NK}	n _{NK-I}	n _{NK-II}	A/km ²	n _A	n _E	n _T	n _R	n _{NK}	n _{NK-I}	n _{NK-II}
1	23.8×10 ⁵	19 667	10 628	1 303	4 618	372	22	350	7.8×10 ⁵	5 546	4 618	684	2 287	196	10	186
2	22.0×10 ⁵	10 542	5 720	435	3 697	211	2	209	2.7×10 ⁵	3 697	2 300	184	1 713	90	1	89
3	17.0×10 ⁵	9 191	3 677	516	3 654	231	13	218	10.5×10 ⁵	3 654	2 078	308	1 936	124	7	117
4	15.9×10 ⁵	16 376	6 613	1 622	4 698	489	46	443	8.2×10 ⁵	4 698	3 932	1 007	2 524	299	29	270
5	12.8×10 ⁵	7 701	3 813	349	3 283	162	3	159	7.6×10 ⁵	3 283	2 076	208	1 680	89	2	87
6	12.3×10 ⁵	1 564	84	44	623	22	1	21								
7	10.6×10 ⁵	864	189	17	394	15	0	15								
8	10.2×10 ⁵	5 881	2 256	241	2 761	142	3	139	5.3×10 ⁵	2 761	1 187	128	1 414	70	3	67
9	8.0×10 ⁵	3 834	1 356	70	2 059	66	2	64	3.3×10 ⁵	2 059	555	26	897	28	2	26
10	7.1×10 ⁵	2 146	859	38	816	38	0	38								
11	7.0×10 ⁵	3 219	1 002	65	1 886	67	1	66	0.5×10 ⁵	1 886	318	16	735	20	0	20
12	4.2×10 ⁵	5 896	1 843	549	1 757	181	13	168								
13	3.2×10 ⁵	4 789	1 139	458	1 723	135	7	128	0.5×10 ⁵	1 723	502	204	723	56	3	53
14	3.1×10 ⁵	1 478	85	30	357	22	0	22								
15	3.0×10 ⁵	1 598	322	30	760	12	0	12								
16	2.9×10 ⁵	5 150	1 366	220	2 385	124	4	120	0.9×10 ⁵	2 385	771	122	1 294	70	3	67
17	2.2×10 ⁵	1 388	71	36	336	26	0	26								
18	2.1×10 ⁵	1 431	56	32	360	23	0	23								
19	1.7×10 ⁵	1 977	388	67	447	31	0	31								
20	1.5×10 ⁵	2 612	725	172	788	46	0	46								
T ²⁾		24 856	12 879	2 520	4 406	613	53	560		18 219	10 105	1 951	3 863	486	47	439

1) 1: 横断山 Hengduan Mountains; 2: 秦岭—岷山 Qinling—Minshan Mountains; 3: 雪峰岭—南岭—罗霄山 Xuefengling—Nanling—Luoxiao Mountains; 4: 乌蒙山—哀牢山 Wumeng—Ailao Mountains; 5: 大巴山—武陵山 Daba—Wuling Mountains; 6: 小兴安岭—长白山 Lesser Khingan—Changbai Mountains; 7: 贺兰山 Helan Mountains; 8: 仙霞岭—天目山 Xianxialing—Tianmu Mountains; 9: 伏牛山—中条山 Funiu—Zhongtiao Mountains; 10: 祁连山 Qilian Mountains; 11: 大别山 Dabie Mountains; 12: 德宏—保山—临沧 Dehong—Baoshan—Lincang; 13: 海南 Hainan; 14: 博格达山 Bogda Mountains; 15: 燕山—太行山 Yanshan—Taihang Mountains; 16: 云雾山 Yunwu Mountains; 17: 天山 Tianshan Mountains; 18: 阿尔泰山 Altai Mountains; 19: 喜马拉雅中段 Middle Himalaya; 20: 玉山 Yushan Mountains. A: 面积 Area; n_A: 被子植物种数 Species number of angiosperms; n_E: 特有植物种数 Species number of endemic plants; n_T: 濒危植物种数 Species number of threatened plants; n_R: 资源植物种数 Species number of resource plants; n_{NK}: 国家重点保护野生植物种数 Species number of national key protected wild plants; n_{NK-I}: 国家一级保护野生植物种数 Species number of level I national key protected wild plants; n_{NK-II}: 国家二级保护野生植物种数 Species number of level II national key protected wild plants.

2) T: 合计(去除重复种类的总种数) Total (total species number removed repeat species).

3 讨 论

植物不仅能够为消费者和分解者提供物质基础,而且能够维持地球生态系统的稳定和平衡,为包括人类在内的其他生物提供适宜的生存环境。因此,将植物作为自然保护地评价的重要因子可获得更加客观、可靠的结果。

利用植物大数据识别自然保护地不仅囊括了物种丰富度、特有物种丰富度和濒危物种丰富度,还结合了系统发生多样性等指标,可最大限度地保护植物多样性、系统发生多样性(物种演化历史)以及依托植物本身或栖息地生存的其他生物或自然遗产。利用植物大数据识别自然保护地可与其他生物多样性

保护方法互相补充,将属水平的演化历史引入生物多样性保护研究,为自然保护地识别和生物多样性保护策略制定提供了新的视角。

在资源植物利用方面,本研究从资源植物丰富度和独特性 2 个方面提出资源指数,并根据资源指数划定资源植物片区和核心区。总体来看,除牧草植物外,其余 12 类资源植物的空间格局与保护指数的空间格局相似。虽然这些资源植物的类型分类和每个类型资源植物的种类尚需进一步补充和完善,但是仍可以通过这些资源植物的空间格局发现具有地域特色的野生植物资源,据此认为,利用植物大数据可为国家绿色经济发展和美丽乡村建设提出具体的资源植物利用方案。当地政府可参考这些资源植物名录,规划出适合本地资源植物利用的详细方案,在此基础

上开发、利用适宜本地环境、气候和生境要求的一种或多种植物,为当地绿色产业发展提供重要信息。

对比保护指数和资源指数较高的区域,中国资源植物与植物多样性保护的空间格局具有较高的一致性,特别是资源植物高度聚集的区域与物种丰富度最高的区域高度重合,如西南、华南和东南的大部分区域。不同类型资源植物的空间格局显示:多数类型资源植物的空间分布高度集中,这一空间格局特征为实现“以最少的面积保护最多的物种”目标的生物多样性保护地规划提供了先决条件^[49]。这不仅为进一步识别国家公园候选区提供了参考依据,而且反映出中国的重要野生植物资源主要集中分布于亟需保护的区域内,因此,以国家公园为主体的自然保护地体系建成后将成为中国最大的种质资源库,协调资源利用与保护之间的关系,对于中国的社会、生态和经济发展都十分重要。

以国家公园为主体的自然保护地体系建设是中国生态文明建设的重要内容。国家公园的主要功能是对重要自然生态系统的原真性和完整性的保护,属于全国主体功能区规划中的禁止开发区域,需纳入全国生态保护红线区域的管控范围,实行最严格的保护措施。然而,国家公园并不是完全的封闭式管理,应兼具科研、教育、游憩等多种功能。其中,核心保护区应坚守只对科研、考察、监测等活动开放的原则,而一般控制区则需着眼于提升生态系统服务能力,开放教育和旅游,满足公众进入自然、亲近自然的公益性要求。目前,中国以国家公园为主体的自然保护地体系建设尚处于起步和探索阶段,只有处理好自然资源科学保护与合理利用之间的关系,才能真正促进人与自然的和谐共生,提高国民的幸福感和国家认同感。

致谢:北京林业大学自然保护区学院陈建伟教授和中国科学院动物研究所魏辅文院士在植物保护规划和资源利用方面提供了宝贵意见,研究团队成员李昂、王成玲、刘端、冯亚磊、彭丹晓、张强、杨宇昌、刘赞、方旒、郭昊伟、Rindra Manasoa Ranaivoson 和 Wyckliffe Omondi Omollo 等均参加了物种分布数据和资源植物数据的录入和整理工作,在此一并表示感谢!

参考文献:

- [1] 王大尚,郑华,欧阳志云.生态系统服务供给、消费与人类福祉的关系[J].应用生态学报,2013,24(6):1747-1753.
- [2] 朱太平,刘亮,朱明.中国资源植物[M].北京:科学出版社,2007:16-884.
- [3] 郑晓明,陈宝雄,宋玥,等.作物野生近缘种的原生境保护

- [J].植物遗传资源学报,2019,20(5):1103-1109.
- [4] 于燕波,群亮,KELL S,等.中国栽培植物野生近缘种及其保护对策[J].生物多样性,2013,21(6):750-757.
- [5] HUANG J H, HUANG J H, LU X H, et al. Diversity distribution patterns of Chinese endemic seed plant species and their implications for conservation planning[J]. Scientific Reports, 2016, 6: 33913.
- [6] HUANG J H, CHEN J H, YING J H, et al. Features and distribution patterns of Chinese endemic seed plant species [J]. Journal of Systematics and Evolution, 2011, 49(2): 81-94.
- [7] FAITH D P, MAGALLÓN S, HENDRY A P, et al. Ecosystem services: an evolutionary perspective on the links between biodiversity and human well-being [J]. Current Opinion in Environmental Sustainability, 2010, 2: 66-74.
- [8] COSTANZA R, DE GROOT R, BRAAT L, et al. Twenty years of ecosystem services: how far have we come and how far do we still need to go? [J] Ecosystem Services, 2017, 28: 1-16.
- [9] MCSHANE T O, HIRSCH P D, TRUNG T C, et al. Hard choices: making trade-offs between biodiversity conservation and human well-being[J]. Biological Conservation, 2011, 144: 966-972.
- [10] CEBALLOS G, EHRlich P R, BARNOSKY A D, et al. Accelerated modern human-induced species losses: entering the sixth mass extinction[J]. Science Advances, 2015, 1: e1400253.
- [11] BARNOSKY A D, HADLY E A, BASCOMPTE J, et al. Approaching a state shift in Earth's biosphere[J]. Nature, 2012, 486: 52-58.
- [12] PEREIRA H M, LEADLEY P W, PROENÇA V, et al. Scenarios for global biodiversity in the 21st century [J]. Science, 2010, 330: 1496-1501.
- [13] HOOPER D U, ADAIR E C, CARDINALE B J, et al. A global synthesis reveals biodiversity loss as a major driver of ecosystem change[J]. Nature, 2012, 486: 105-109.
- [14] 李奇,朱建华,肖文发.生物多样性与生态系统服务:关系、权衡与管理[J].生态学报,2019,39(8):2655-2666.
- [15] 傅伯杰,于丹丹,吕楠.中国生物多样性与生态系统服务评价指标体系[J].生态学报,2017,37(2):341-348.
- [16] REICH P B, TILMAN D, ISBELL F, et al. Impacts of biodiversity loss escalate through time as redundancy fades[J]. Science, 2012, 336: 589-592.
- [17] ISBELL F, CALCAGNO V, HECTOR A, et al. High plant diversity is needed to maintain ecosystem services [J]. Nature, 2011, 477: 199-202.
- [18] 魏辅文,聂永刚,苗海霞,等.生物多样性丧失机制研究进展[J].科学通报,2014,59(6):430-437.
- [19] 覃海宁,杨永,董仕勇,等.中国高等植物受威胁物种名录[J].生物多样性,2017,25(7):696-744.
- [20] 覃海宁,赵莉娜,于胜祥,等.中国被子植物濒危等级的评估[J].生物多样性,2017,25(7):745-757.
- [21] 覃海宁,赵莉娜.中国高等植物濒危状况评估[J].生物多样性,2017,25(7):689-695.
- [22] 王强,阮晓,李荷迪,等.珍稀药用资源植物红景天研究

- 现状、问题与对策[J]. 自然资源学报, 2007, 22(6): 880-889.
- [23] 王雨华, 裴盛基, 许建初. 中国药用植物资源可持续管理的实践与建议[J]. 资源科学, 2002, 24(4): 81-88.
- [24] 肖培根, 陈士林, 张本刚, 等. 中国药用植物种质资源迁地保护与利用[J]. 中国现代中药, 2010, 12(6): 3-6.
- [25] 杨世林, 张昭, 张本刚, 等. 珍稀濒危药用植物的保护现状及保护对策[J]. 中草药, 2000, 31(6): 401-403, 426.
- [26] 董力, 王海洋, 马立辉, 等. 细辛属植物资源开发应用[J]. 黑龙江农业科学, 2010(1): 55-58.
- [27] 钱枫. 安徽珍稀濒危药用植物的调查与开发利用[J]. 基层中药杂志, 2001, 15(5): 38-40.
- [28] 孙超, 张勇民, 朱立. 贵州珍稀濒危药用植物与可持续开发利用[J]. 资源开发与市场, 2006, 22(4): 368-370.
- [29] 王建宇, 王建新. 宁夏药用植物资源分布及区系特点[J]. 宁夏农学院学报, 2003, 24(2): 37-40.
- [30] 王建宇, 王建新, 李爱华, 等. 宁夏中部干旱带药用植物区系特点及开发利用[J]. 干旱地区农业研究, 2005, 23(1): 204-207.
- [31] 朱焕焕. 谈谈“一乡一品”的前世今生 推动乡村实现全面振兴[J]. 蔬菜, 2018(10): 1-5.
- [32] 潘娅莹, 张瑶, 张忆炎, 等. 松桃县“一县一品”农业气象服务模式探讨[J]. 农业灾害研究, 2020, 10(1): 88-89.
- [33] COLLEN B, TURVEY S T, WATERMAN C, et al. Investing in evolutionary history: implementing a phylogenetic approach for mammal conservation[J]. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 2011, 366: 2611-2622.
- [34] QUAN Q, CHE X, WU Y, et al. Effectiveness of protected areas for vertebrates based on taxonomic and phylogenetic diversity[J]. *Conservation Biology*, 2017, 32(2): 355-365.
- [35] WINTER M, DEVICTOR V, SCHWEIGER O. Phylogenetic diversity and nature conservation: where are we? [J] *Trends in Ecology and Evolution*, 2013, 28(4): 199-204.
- [36] NEE S, MAY R M. Extinction and the loss of evolutionary history[J]. *Science*, 1997, 278: 692-694.
- [37] PURVIS A, AGAPOW P-M, GITTLEMAN J L, et al. Nonrandom extinction and the loss of evolutionary history[J]. *Science*, 2000, 288: 328-330.
- [38] ISAAC N J, TURVEY S T, COLLEN B, et al. Mammals on the EDGE: conservation priorities based on threat and phylogeny[J]. *PLOS ONE*, 2007, 3: e296.
- [39] CHAUDHARY A, MOOERS A O. Terrestrial vertebrate biodiversity loss under future global land use change scenarios[J]. *Sustainability*, 2018, 10: 2764.
- [40] ERWIN P M, OLSON J B, THACKER R W. Phylogenetic diversity, host-specificity and community profiling of sponge-associated bacteria in the northern Gulf of Mexico[J]. *PLOS ONE*, 2011, 6: e26806.
- [41] VERON S, DAVIES T J, CADOTTE M W, et al. Predicting loss of evolutionary history: where are we? [J] *Biological Reviews*, 2017, 92: 271-291.
- [42] BUERKI S, CALLMANDER M W, BACHMAN S, et al. Incorporating evolutionary history into conservation planning in biodiversity hotspots[J]. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 2015, 370: 20140014.
- [43] LU L M, MAO L F, YANG T, et al. Evolutionary history of the angiosperm flora of China[J]. *Nature*, 2018, 554: 234-238.
- [44] 陈之端, 李德铎. 系统发育多样性和生物多样性保护[J]. 科学, 2018, 70(5): 22-25.
- [45] 刘端, 赵莉娜, 鲁丽敏, 等. 广西生物多样性保护优先区筛选[J]. 植物资源与环境学报, 2022, 31(2): 1-9.
- [46] CHEN Z D, LU A M, ZHANG S Z, et al. The Tree of Life: China project[J]. *Journal of Systematics and Evolution*, 2016, 54(4): 273-276.
- [47] KEMBEL S W, COWAN P D, HELMUS M R, et al. Picante: R tools for integrating phylogenies and ecology[J]. *Bioinformatics*, 2010, 26, 1463-1464.
- [48] VALLEJOS R, OSORIO F, BEVILACQUA M. Spatial Relationships between Two Georeferenced Variables: with Applications in R[M]. Berlin: Springer, 2020: 27-45.
- [49] MYERS N, MITTERMEIER R A, MITTERMEIER C G, et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities[J]. *Nature*, 2000, 403: 853-858.

(责任编辑: 佟金凤)