

DOI: 10.5846/stxb202112053442

蒋啸, 蔡红艳, 杨小唤, 李果. 中国森林遥感 Rao's Q 指数时空演变. 生态学报, 2023, 43(8): 3045-3056.

Jiang X, Cai H Y, Yang X H, Li G. Temporal and spatial evolution of Rao's Q index of forest in China. Acta Ecologica Sinica, 2023, 43(8): 3045-3056.

中国森林遥感 Rao's Q 指数时空演变

蒋 啸^{1,2}, 蔡红艳¹, 杨小唤^{1,2,*}, 李 果³

1 中国科学院地理科学与资源研究所, 北京 100101

2 中国科学院大学, 北京 100049

3 中国环境科学研究院生态所, 北京 100012

摘要: 明确宏观森林植物多样性时空分布格局, 对于评估森林生态工程效果以及有效开展区域生物多样性保护工作具有重要意义。遥感生物多样性研究能够弥补原位观测在时空连续性方面的不足, 研究旨在为区域尺度生物多样性研究引入一种新方法——遥感 Rao's Q 指数。结果表明: 基于归一化植被指数 (NDVI) 计算的 Rao's Q 指数与收集的物种丰富度在空间分布上基本一致, 且两者的数值拟合通过极显著检验 ($R^2 = 0.66, P < 0.001$), Rao's Q 指数随物种丰富度增加而增加, 适用于表征宏观尺度跨气候带地区的森林植物多样性。2000—2017 年间, 中国森林的 Rao's Q 指数时空分布基本一致, 整体呈南高北低的态势; 不同时段中均以降低为主, 降低面积占总面积的 44.23%—54.08%, 武夷山-南岭一带增高特征凸显, 而 2010—2017 年也表现出降低特征, 该区域森林植物多样性本底丰富, 应加强管控力度, 阻止降低热点区扩散。引入遥感 Rao's Q 指数有效表征区域森林植物多样性分布特征, 可为区域生态质量评估提供一种新的监测指标, 进而为森林植物多样性保护及区域生态质量改善相关政策制定提供支撑。

关键词: 森林植物多样性; 遥感 Rao's Q 指数; 演变; 遥感

Temporal and spatial evolution of Rao's Q index of forest in China

JIANG Xiao^{1,2}, CAI Hongyan¹, YANG Xiaohuan^{1,2,*}, LI Guo³

1 Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China

2 University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China

3 Institute of Ecology, Chinese Academy of Environmental Science, Beijing 100012, China

Abstract: Clarifying the temporal and spatial distribution of macro forest plant diversity is of great significance for evaluating the effect of forest ecological engineering and carrying out regional forest plant diversity protection effectively. The biodiversity data obtained by remote sensing can make up for the discontinuity of location observation in time and space. This paper aims to introduce a new method for biodiversity research at regional scale——remote sensing Rao's Q index. The results show that: Rao's Q index calculated based on Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) is basically consistent with the collected species richness in spatial distribution, and the numerical fitting passed the high significant test ($R^2 = 0.66, P < 0.01$). Rao's Q index increases with the increase of species richness and has outstanding advantages in spatial expression. It is suitable for forest plant diversity monitoring across climate zones at macro scale. From 2000 to 2017, the temporal and spatial pattern of Rao's Q index of Chinese forest was basically the same, showing a trend of high in the south and low in the north. Rao's Q index is mainly reduced in different periods, and the reduced area accounts for

基金项目: 国家重点研发计划项目 (2017YFC0503803); 中国科学院战略性先导科技专项 (A 类) (XDA20010203); 国家自然科学基金项目 (41771460)

收稿日期: 2021-12-05; **网络出版日期:** 2022-10-06

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: yangxh@igsrr.ac.cn

本研究尚不包括中国港澳台数据。

44.23%—54.08% of the total forest area. The increasing characteristics of Wuyishan-Nanling area was prominent, and the period from 2010 to 2017 also showed the characteristics of decreasing hot spots. This region is rich in forest plant diversity, so we should strengthen control and prevent the spread of reduced hot spots. The remote sensing Rao's Q index proposed in this paper can effectively present the distribution characteristics of regional forest plant diversity, provide a new monitoring index for regional ecological quality assessment, and then support for policy-making related to forest plant diversity protection and regional ecological quality improvement.

Key Words: forest plant diversity; Rao's Q index; evolution; remote sensing

生物多样性是人类赖以生存发展的基础^[1]。当前全球生物多样性正在加速丧失^[2],生态系统服务质量下降,生物多样性保护需求日益增加。自 20 世纪 80 年代以来,中国积极参与生物多样性保护国际合作,相继履行了《生物多样性保护公约》《中国生物多样性保护战略与行动计划(2011—2030 年)》,超额完成了《联合国生物多样性公约》设定的“爱知目标”(到 2020 年保护 17% 的土地面积),实施了系列生物多样性保护重大工程^[3-4],随着《生物多样性公约》第十五次缔约方大会(COP15)在云南的召开,生物多样性调查和评估工作成为全球关注的热点问题。尤其是近日,我国生态环境部首次将生物多样性指标纳入生态质量综合评价指标框架,以引导各级政府加强生物多样性保护,遏制生物多样性丧失和生态系统退化趋势。在此背景下,迫切需要开展区域尺度生物多样性监测方法研究,而遥感已成为获取生物多样性信息的重要手段^[5]。

遥感在生物多样性领域具有广阔的应用前景^[6-7],其多尺度、长时序、低成本等优势极大的弥补了传统原位监测成本高、时空不连续等问题。遥感在景观多样性、生态多样性等方面已有较多应用,诸如尺度多样性指数^[8]、生物丰度指数^[9]、景观 Shannon 指数等,但这些指数在表征景观内部生物多样性差异时稍显不足。Féret 和 Asner 基于光谱变异假说提出光谱多样性的概念,成为遥感生物多样性研究的重要理论^[10-12],诸多研究表明光谱植被指数与生物量、生产力和植被冠层等特征密切相关,尤其归一化差值植被指数(NDVI)可解释区域 30%—87% 的物种丰富度或植物多样性变化^[13-14]。Rocchini 等发展的遥感 Rao's Q 指数,将传统 Rao's Q 指数与遥感结合,充分考虑了距离的影响,能够有效识别景观内部的多样性差异^[15-16],在表征印度喜马拉雅^[17-18]、法国^[19]、意大利^[20]等热带、温带、亚热带地区的森林植物多样性以及我国海南红树林多样性^[21]时表现良好,尤其在时空变化监测方面优势突出。然而,该指数在跨气候带大区域尺度的适用性还有待研究,且中国尚缺少森林植物多样性时空演变研究。

中国地域辽阔,自然地理环境复杂,气候类型多样,植被地带性差异明显,森林类型丰富。本文引入遥感 Rao's Q 指数表征森林植物多样性,一方面探讨其在复杂地理环境下的适用性,为区域乃至全球提供案例支持,另一方面弥补传统原位观测的局限性,识别我国森林植物多样性的时空演变特征,以为生物多样性保护统筹规划及生态质量评估等提供参考。

1 数据与方法

1.1 土地覆盖数据

土地覆盖数据主要用于提取中国森林的覆盖范围,如图 1 所示。数据由中国科学院空天信息创新研究院提供,以 HJ-1A/B 为主要数据源,基于面向对象分类技术、决策树算法生成,空间分辨率为 1 km,年限为 2010 年^[22]。本文中数据空间分辨率重采样为 5 km。

1.2 NDVI 数据

NDVI 可表征森林植物性状^[13-14],本研究主要用于 Rao's Q 指数计算。2000—2017 年的 NDVI 下载于中国科学院资源环境科学与数据中心(<https://www.resdc.cn/>),数据源为 MODIS MOD09A1 产品,空间分辨率为 500 m,采用拐点云检测算法(BCD)进行去云处理^[23],局部调整的三次样条覆盖方法(LACC)进行数据重构

与修正,以消除季节变化的影响^[24]。

在本文中,采用最大合成法生成年 NDVI 数据。考虑到研究区空间分辨率的适用性,将年 NDVI 重采样为 5 km,结合 Rao's Q 指数的计算需求,将 NDVI 值域范围由 0—1 扩大为 0—10000。

1.3 主要山脉数据

森林地理空间分布与山脉分布高度相关,本研究中山脉数据主要作为空间位置参考,用于辅助森林植物多样性的空间分布差异分析。我国主要山脉数据是基于地貌资料、高程数据,参考已有文献中主要山系和山脉分布图^[25],经地图配准后矢量化所得。

1.4 裸子植物物种丰富度

为探究 Rao's Q 指数的适用性,本文收集了裸子植物物种丰富度空间分布数据,数据由北京大学城市与环境学院生态学系提供。裸子植物原始数据来源于《中国植物志》第七卷、《中国高等植物》第三卷、《Atlas of the Gymnosperms of China》、《横断山区维管植物》上册、《中国植物红皮书》第一册和各省植物志等文献资料。根据各物种的县域和海拔分布范围信息,再结合中国县域行政区划矢量数据和数字高程栅格数据,在 ArcGIS 中经空间化生成^[26]。本文中所提及的物种丰富度仅指裸子植物物种丰富度。

2 研究方法

2.1 Rao's Q 指数计算

Rao's Q 指数最早由 Petchey 和 Gaston 提出,也被称作功能多样性指数(FD),生态学中用于表征物种功能多样性^[27]。2017 年,Rocchini 首次将遥感数据用于 Rao's Q 指数计算,以像元值表示森林植物性状,以邻域像元值之差构建距离矩阵,Rao's Q 指数值越高,相应的多样性越丰富,计算公式如下^[15,27]:

$$d_{ij} = \frac{1}{n} \sum_{k=1}^n (X_{ik} - X_{jk})^2 \quad (1)$$

$$Q = \sum_{i=1}^{S-1} \sum_{j=i+1}^S d_{ij} p_i p_j \quad (2)$$

式中, Q 为 Rao's Q 指数, d_{ij} 为邻域像元 i j 的距离,通过像元值之差表示, X_{ik} , X_{jk} 代表 i , j 的像元性状特征, n 为滑动窗口内的像元数, S 为滑动窗口内像元值的种数, p_i 为滑动窗口内第 i 种像元所占的比例, p_j 为滑动窗口内第 j 种像元所占的比例。本文中 Rao's Q 指数在 RStudio 平台中进行计算。

2.2 森林 Rao's Q 指数与物种丰富度比较

本文将常绿针叶林 Rao's Q 指数与裸子植物物种丰富度进行对比,从空间分布和数理统计上探究 Rao's Q 指数的适用性,数据时间均为 2009 年。选用裸子植物物种丰富度作对比,一方面由于大尺度森林植物多样性数据获困难,而裸子植物物种丰富度已生成覆盖全国的空间数据^[26,28-29],物种丰富度是生物多样性量化的重要指标;另一方面,松科、柏科和杉科既是常绿针叶林的主要建群种^[30],又是裸子植物的典型代表,常绿针叶林与裸子植物具有高度一致的光谱特征。

空间上,Rao's Q 指数与物种丰富度的统计单元需一致,故先以县域单元统计前者的最大值,再对比两者的空间分布。数值统计上,分别提取各像元 Rao's Q 指数及其对应的物种丰富度,剔除 0 值和空值,得到约 5400 个样本。物种丰富度为离散型数据,Rao's Q 指数为连续型数据,物种丰富度数值对应的 Rao's Q 指数具有一定的区间范围,县域单元内 Rao's Q 指数也存在空间差异。为避免混合像元的影响,认为每个物种丰富

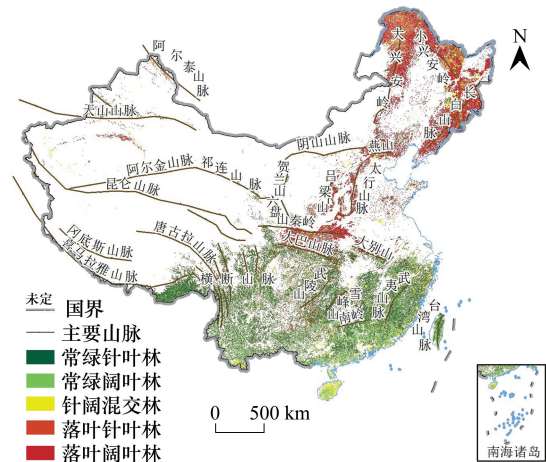


图 1 我国森林分布概况

Fig.1 Forest distribution in China

度对应的 Rao's Q 指数均值和中位数更具有代表性,故对其进行拟合,最大值、最小值仅用于表示每个物种丰富度对应的 Rao's Q 指数区间。

2.3 森林 Rao's Q 指数演变分析

本研究分别对 2000—2005 年、2005—2010 年、2010—2015 年、2015—2017 年四个时段内森林 Rao's Q 指数演变特征进行分析。植被的基本属性是不断发育和演替^[31], Rao's Q 指数在某一范围内波动属正常生长现象,因此,本文认为其均值的正负 5% 属正常生长范围,即森林植物多样性不发生变化,当低于此范围时降低,高于此范围时增高,其演变类型判别公式如下:

$$\begin{cases} Q_b > \bar{Q}_{a-b} \times (1 + 0.05) \\ Q_b < \bar{Q}_{a-b} \times (1 - 0.05) \\ \bar{Q}_{a-b} \times (1 - 0.05) < Q_b < \bar{Q}_{a-b} \times (1 + 0.05) \end{cases} \quad (3)$$

式中, a 为起始年份, b 为终止年份, Q_b 表示终止年份的 Rao's Q 指数, $\bar{Q}_{a-b}$ 表示起始年到终止年的 Rao's Q 指数均值。

为探究 2000—2017 年森林植物多样性的稳定性,采用变异系数(CV) 逐年对森林 Rao's Q 指数进行计算。 CV 值可消除像元间数值范围或均值差异带来的影响,能够准确地表示离散程度。变异系数计算公式如下^[32]:

$$CV_Q = \frac{\sigma_{Q_{\text{timeseries}}}}{\mu_{Q_{\text{timeseries}}}} \quad (4)$$

式中: CV_Q 、 $\sigma_{Q_{\text{timeseries}}}$ 、 $\mu_{Q_{\text{timeseries}}}$ 分别为长时序 Rao's Q 指数的变异系数、标准差和均值, CV_Q 值越大,表明 Rao's Q 指数越离散,森林植物多样性越不稳定,反之越集中则表明森林植物多样性越稳定。

本文采用核密度探讨不同时段内森林 Rao's Q 指数变化的空间集聚特征和稳定性的空间分布差异。核密度分析法是非参数估计的空间分析方法,空间上直观反映某种特征的集聚程度,核密度值越高,集聚程度越高^[33-34]。

$$f(x) = \frac{1}{nh} \sum_{i=1}^n K\left(\frac{x - x_i}{h}\right) \quad (5)$$

式中: $f(x)$ 为空间位置 x 处的核密度计算函数, h 为范围阈值, n 为分析范围内的点数, K 为默认的权重函数。

3 结果与分析

3.1 森林 Rao's Q 指数与物种丰富度比较

常绿针叶林 Rao's Q 指数与物种丰富度空间分布基本一致(图 2),喜马拉雅山脉东南部-横断山脉一带物种丰富度较高,该区域常绿针叶林 Rao's Q 指数明显高于其他地区,武夷山-南岭一带的物种丰富度及常绿针叶林 Rao's Q 指数略高于周边地区,我国西北部、东北部物种丰富度较低的区域与之对应的常绿针叶林 Rao's Q 指数较低。虽然常绿针叶林与裸子植物光谱特征高度一致,但两者并不完全等同,部分区域仍存在差异,如西北地区。整体而言裸子植物物种丰富度分布格局受松科、柏科等大科植物分布的影响较大,但西北昆仑山地区裸子植物则多为麻黄科。

常绿针叶林 Rao's Q 指数与物种丰富度的拟合结果如图 3 所示,随着物种丰富度增大,常绿针叶林的 Rao's Q 指数最小值、均值、中位数均表现为增加,且均值、中位数的线性拟合方程的 R^2 分别为 0.66、0.51,均通过 $P < 0.001$ 极显著性检验,说明两者的拟合度较高,Rao's Q 指数一定程度上能表征森林植物多样性。当物种丰富度在 1—15 时,拟合曲线波动较小,说明其对应的 Rao's Q 指数值基本能稳定在 300 以内,物种丰富度高于 15 的区域位于西南山区,可能存在混合像元的干扰,由此导致 Rao's Q 指数与物种丰富度的拟合曲线波动较大。当区域整体的 Rao's Q 指数高于 400 时,其物种丰富度较高。

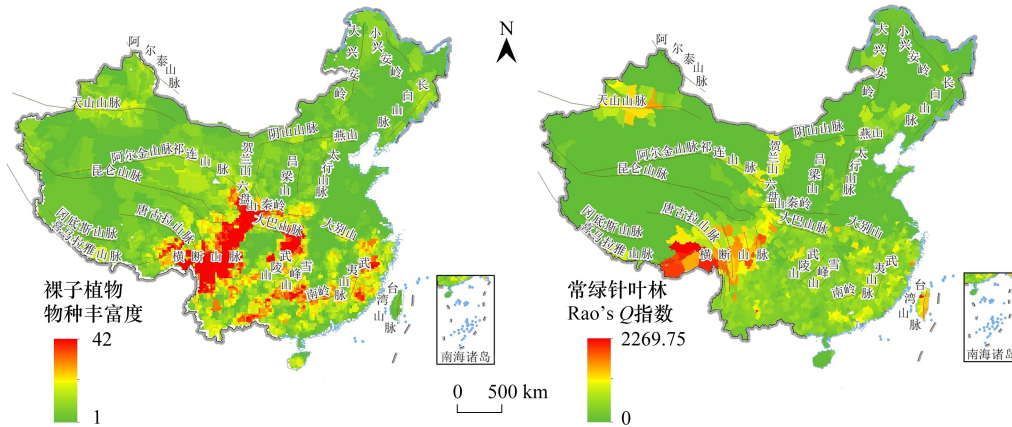


图 2 Rao's Q 指数与裸子植物物种丰富度对比

Fig.2 Comparison between Rao's Q index and gymnosperm species richness

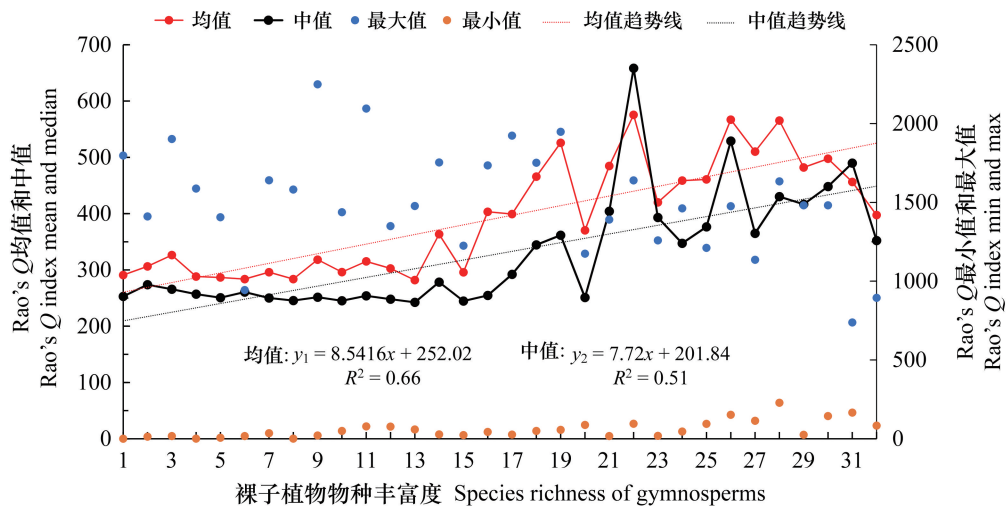


图 3 常绿针叶林 Rao's Q 指数与裸子植物物种丰富度拟合

Fig.3 Fitting between Rao's Q index of evergreen coniferous forest and species richness of gymnosperms

3.2 森林 Rao's Q 指数空间分布特征

如图 4 所示,2000—2017 年我国森林 Rao's Q 指数空间分布总体上基本一致,符合森林植物多样性演变周期较长的特征^[31]。Rao's Q 指数高值区分布于天山山脉、吕梁山、喜马拉雅山脉以南、横断山脉一带、武夷山-南岭一带,其变化范围为 0.3—2299.2,低值区连片分布于小兴安岭、大兴安岭、长白山一带,其变化范围为 0.3—242.6。2017 年最大值为 2159.5,普遍低于近 20 年的整体水平,2000 年与 2017 年相比,变化最剧烈的区域分别位于六盘山、吕梁山、喜马拉雅山脉以南。

3.3 森林 Rao's Q 指数时空演变

3.3.1 不同时段森林 Rao's Q 指数演变

不同时段内森林 Rao's Q 指数的演变如图 5 所示。森林 Rao's Q 指数主要表现为降低,其面积占比为 44.23%—54.08%,增高面积占比为 36.17%—40.06%。为突出森林 Rao's Q 指数演变的热点区域,对其增高、降低进行核密度分析如图 6、7 所示。空间分布上,增高、降低的核密度高值区均集中于武夷山-南岭一带,长白山、喜马拉雅山脉东南部、大兴安岭北部、小兴安岭等地区均表现出不同程度的增高或降低。2010—2015 年变化较为剧烈,武夷山-南岭一带增高和降低特征并存,喜马拉雅山脉东南部-横断山脉一带降低集聚特征

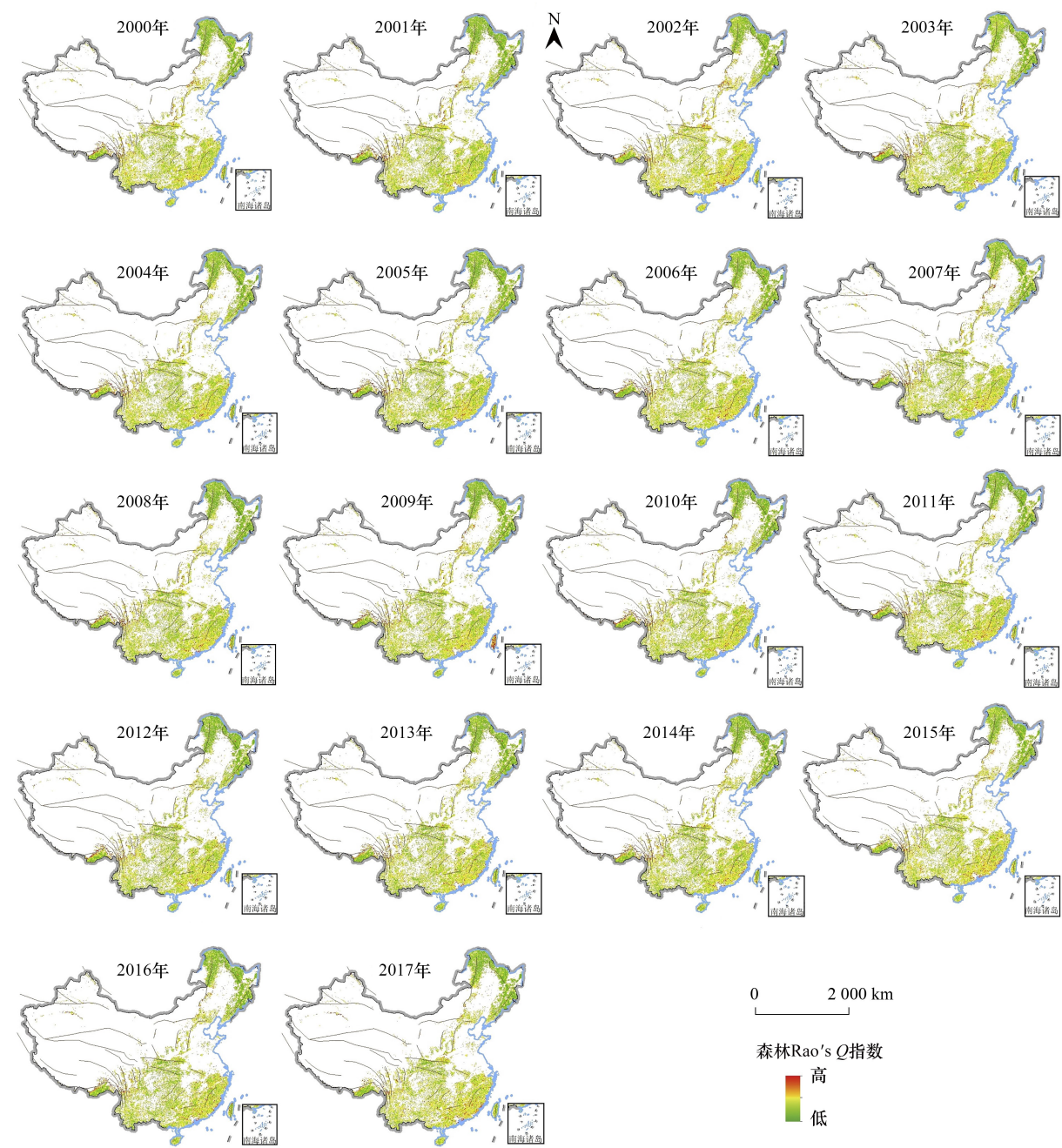
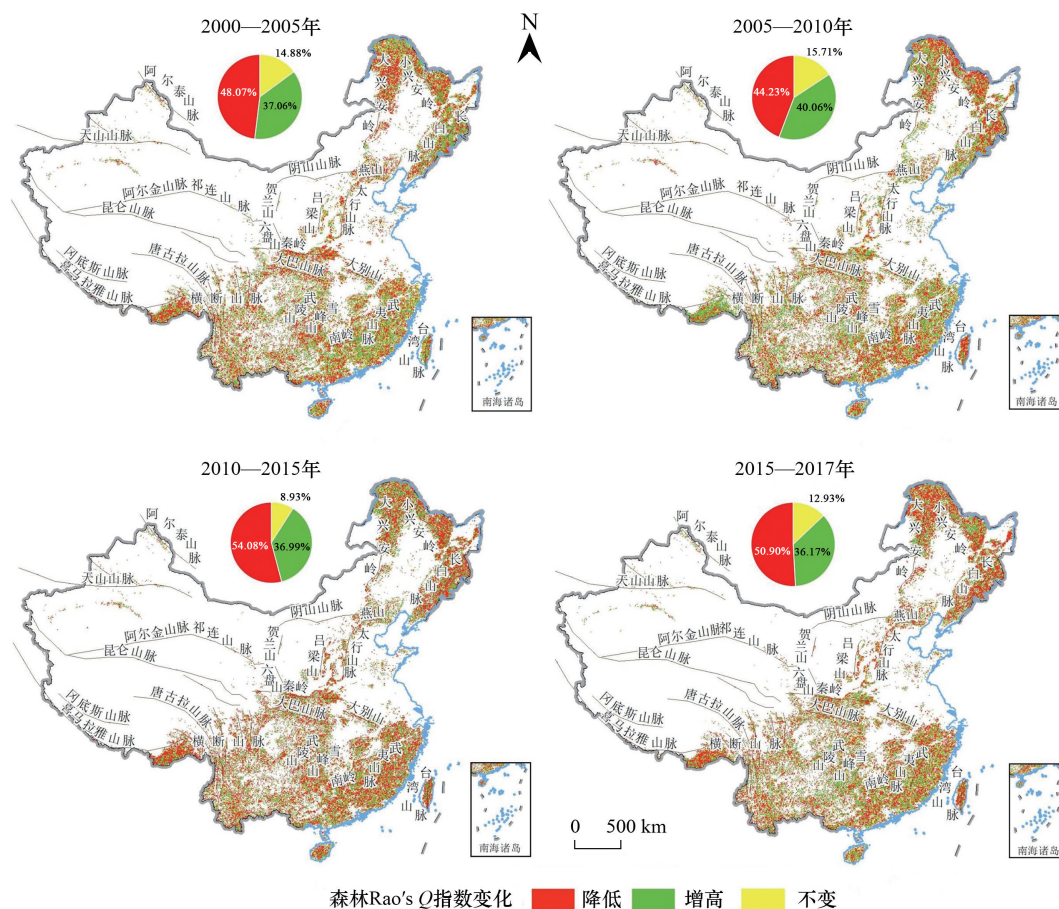


图4 2000—2017年森林 Rao's Q 指数空间分布

Fig.4 Spatial distribution of forest Rao's Q index from 2000 to 2017

凸显,这可能与2010年前后西南地区持续干旱有关^[35]。

森林植物多样性的时空演变与人类活动和气候变化相关,其中人类活动是生物多样性丧失的主要驱动力^[36—37]。我国于2002年全面推行退耕还林还草工程,期间局部地区人类扰动明显下降^[38],2005—2010年森林 Rao's Q 指数增高比例增多,说明积极的人类活动能够维持森林植物多样性^[39]。人类扰动加剧导致森林植物多样性降低,近年来,长白山地区人口增长加快,森林旅游资源持续开发,森林生态完整性下降^[40],该地区森林 Rao's Q 指数降低集聚程度高于周边地区。森林植物多样性变化很大程度与当地的极端气候有关,2010年前后我国南方干旱频发造成森林大面积死亡,与之对应的2010—2015年全国森林 Rao's Q 指数降低特征较其他时段明显,尤其对于旱胁迫敏感的大兴安岭北部、云南北部地区降低集聚特征凸显。我国于2015年实

图5 不同时段森林 Rao's Q 指数演变Fig.5 Evolution of forest Rao's Q index in different periods

施了生物多样性保护重大工程,明确 35 个生物多样性优先保护区,自工程实施以来,喜马拉雅山脉东南部、武夷山、南岭保护区内森林 Rao's Q 指数降低情况显著缓解。相较于 2010—2015 年,2015—2017 年生物多样性保护区内森林 Rao's Q 指数增高和稳定的区域面积比例分别提升 30.8% 和 15.19%,该时段内极端气候频次较少以及生物多样性保护工作的开展一定程度维持了森林植物多样性。

3.3.2 森林 Rao's Q 指数演变的稳定性

为明晰森林 Rao's Q 指数稳定性的空差异,分别对稳定增高、稳定降低的地区作核密度分析如图 8 所示。2000—2017 年增高的变异系数范围为 0.07—2.45,面积占比约 34.3%,大兴安岭南、小兴安岭东北、武夷山—南岭—雪峰山一带的表现稳定增高,空间集聚特征明显。相较而言,2000—2017 年降低的变异系数范围为 0.09—2.08,面积占比约 57.5%,稳定降低的范围更广,部分区域差异较大,其中大兴安岭北部、小兴安岭、长白山一带表现为低稳定的降低。森林 Rao's Q 指数演变的低稳定区与我国森林干旱胁迫敏感区高度一致^[35],说明极端气候扰动改变了森林植物多样性的演变过程。

4 讨论与结论

4.1 讨论

4.1.1 遥感 Rao's Q 指数的适用性

遥感已成为生物多样性保护研究与变化监测不可或缺的技术手段^[5],在获取时空分布信息方面具有连续性、客观性以及经济可行性等优势。国内遥感 Rao's Q 指数正逐步受到关注,Wang 等已将其用于海南省清

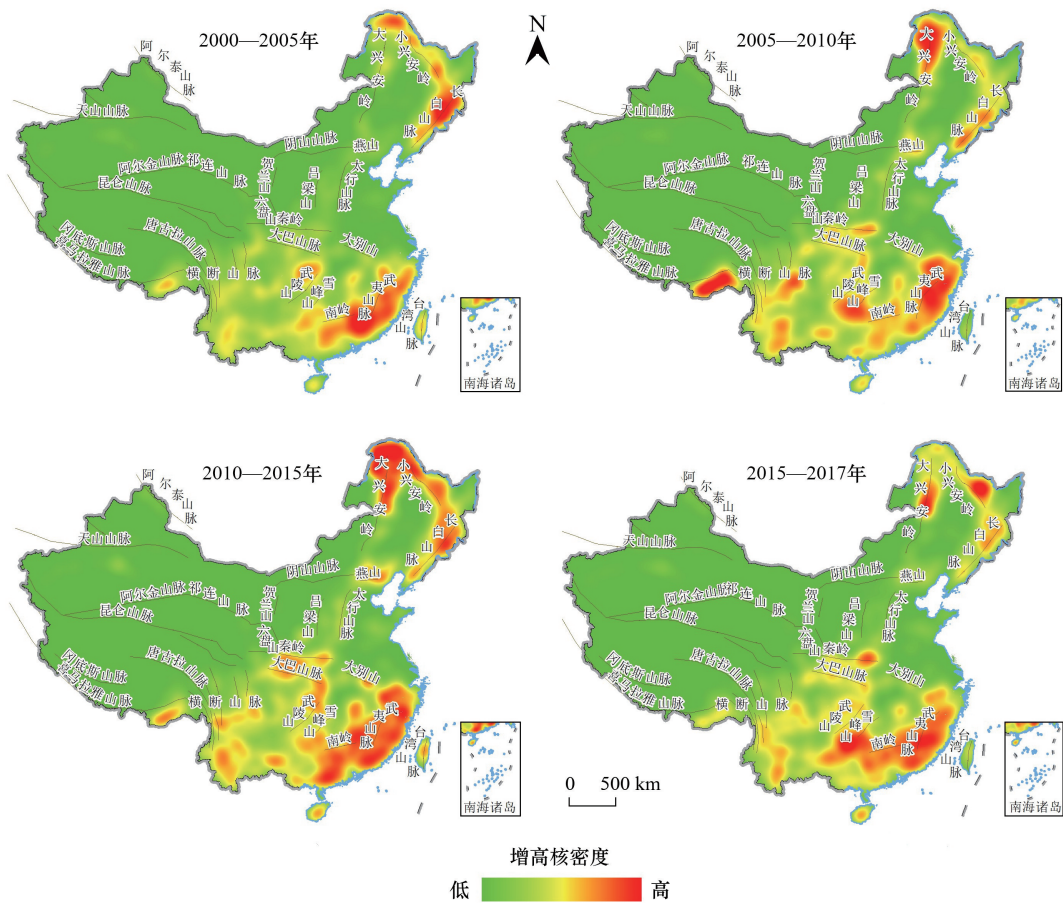


图6 不同时段森林 Rao's Q 指数增高型核密度演变

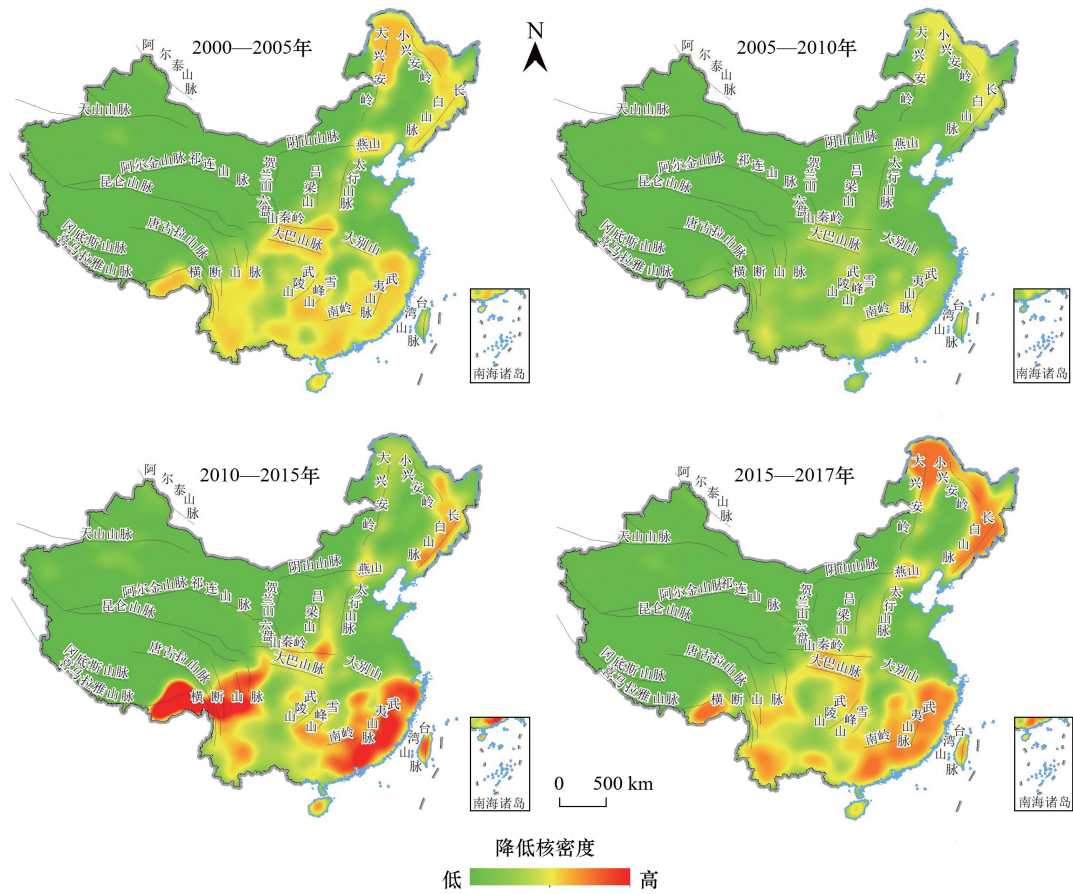
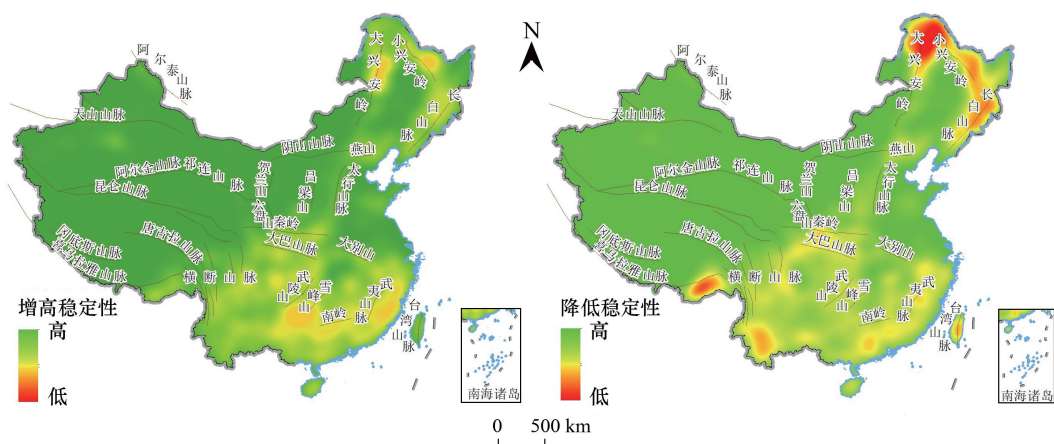
Fig.6 Increasing nuclear density evolution of forest Rao's Q index in different periods

澜港保护区红树林多样性监测^[21]。本研究则是该指数在跨气候带大区域尺度的首次探索,基于生成的长时序森林 Rao's Q 指数空间数据,从宏观尺度明确了我国近 20 年来森林植物多样性的时空演变特征。多源遥感数据以及多源协同遥感技术的发展,促使生物多样性研究从个体到宏观尺度,从平面到立体转变,并逐渐深入到机理探索^[5,11,41]。如何将传统生物多样性理论与遥感技术结合、如何从微观尺度过渡到宏观尺度仍是研究的重点。

生物多样性具有尺度效应,生态学中尺度指发生各种生态过程的空间范围^[42],常用距离或面积表示,同样,遥感 Rao's Q 指数也考虑了面积和距离的影响。像元 Rao's Q 指数值表征滑动窗口内的森林植物多样性,滑动窗口则类似于面积。距离具有扩散限制作用^[43-44],对于生物多样性空间分布研究至关重要^[15]。Hernández-Stefanoni 等研究表明每个像元的空间位置可指示物种的特定位置,Tuomisto 等已证实植被指数像元值之差可解释空间距离^[45-46]。本研究中 Rao's Q 指数基于 NDVI 的光谱差异,分别以像元值和邻域像元值之差代替传统 Rao's Q 指数中的性状特征和空间距离,充分考虑距离的作用。同时也应注意,虽然森林 Rao's Q 指数与物种丰富度密切相关^[40],但其并不等同于物种丰富度和物种多样性,仅适用于表征宏观尺度的森林植物多样性。本文所提及的稳定性是指一段时期内 Rao's Q 指数波动的偏离程度,区别于生态系统或群落内部的稳定性。遥感 Rao's Q 指数仍处于探索阶段,为减少不同景观带来的误差,本文仅以森林为研究对象,而实际上可应用于不同的景观类型如草地、耕地等研究,其在复杂景观中的应用还有待研究。

4.1.2 Rao's Q 指数与 Shannon-Wiener 指数对比

为进一步阐明 Rao's Q 指数在森林植物多样性评估中的优势,将其与生态学中常用来表征均匀度的

图7 不同时段森林 Rao's Q 指数降低型核密度演变Fig.7 Decreasing nuclear density evolution of forest Rao's Q index in different periods图8 2000—2017 年森林 Rao's Q 指数演变稳定性Fig.8 Stability of forest Rao's Q index evolution from 2000 to 2017

Shannon(H') 指数作对比。Shannon 指数计算公式如下^[15]：

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i \quad (6)$$

式中, H' 为 Shannon 指数, S 为样方内的物种数, p_i 为物种 i 在样方内的重要性, 即物种 i 在样方内的比例。为满足对比的合理性, 同 Rao's Q 指数计算一致, 将 NDVI 作为性状值, 值域为 1—10000, S 为滑动窗口内像元值的种数, p_i 为滑动窗口第 i 种像元所占的比例。

图 9 从原理上对比了四种典型滑动窗口的 Rao's Q 指数与 Shannon 指数, 其中, 均匀度表示各像元值占比差异, 差异越小则均匀度越高, 距离为像元距离, 距离值越低则性状差异越小。由图可知, Shannon 指数仅能识别均匀度差异, 未能有效区分性状差异, 而 Rao's Q 指数既能区分均匀度差异又能区分性状差异。当滑动窗口为低均匀度时, 低距离和高距离的 Rao's Q 指数分别为 0.44 和 88.44; 当滑动窗口为低距离时, 低均匀度和高均匀度的 Rao's Q 指数分别为 0.44 和 44.44。图 10 从区域空间表达上对比 Rao's Q 指数和 Shannon 指数, NDVI 像元值差异较小、均匀度高的区域 Rao's Q 指数较低, 森林植物多样性较低, 而 NDVI 值差异较大, 均匀度较低的区域 Rao's Q 指数较高, 森林植物多样性较高。相较于 Shannon 指数, Rao's Q 指数空间表达优势突出, 尤其在识别区域森林植物多样性热点区时极大的满足应用需求。

4.2 结论

本文引入遥感 Rao's Q 指数, 探究其在区域尺度森林植物多样性监测中的适用性, 在此基础上分析中国森林 Rao's Q 指数的时空演变。研究表明森林 Rao's Q 指数可从空间分布和数值上表征我国森林植物多样性。空间分布上, 常绿针叶林 Rao's Q 指数与我国裸子植物物种丰富度基本一致, 喜马拉雅山脉东南部-横断山脉一带较高, 武夷山-南岭一带也略高于周边地区, 而西北部、东北部地区指数较低; 在数理统计上, Rao's Q 指数均值和中位数与裸子植物物种丰富度高度拟合, Rao's Q 指数随物种丰富度增加而增加。

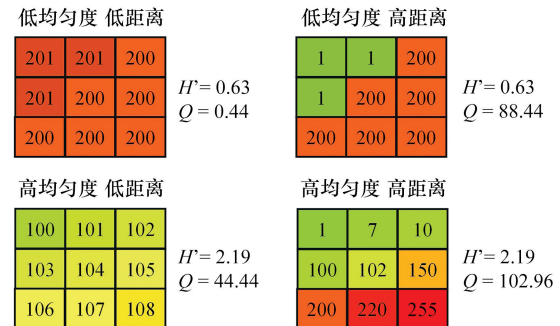


图 9 典型滑动窗口的 Rao's Q 指数与 Shannon 指数对比
Fig.9 Comparison of numerical of Rao's Q index and Shannon-Wiener index in typical sliding window

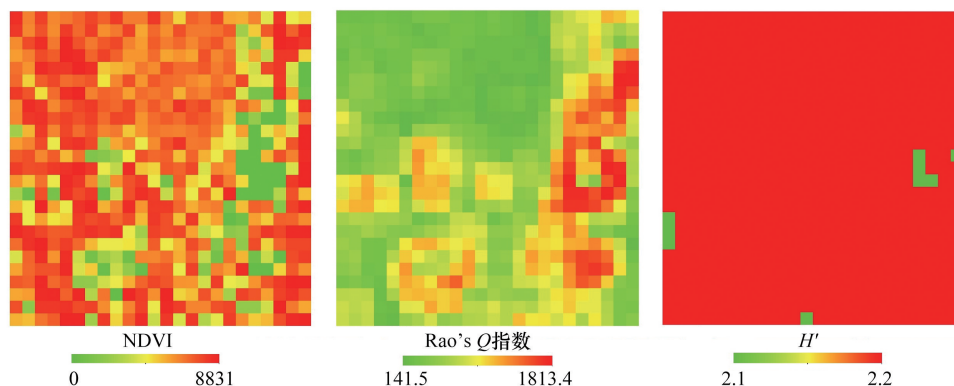


图 10 Rao's Q 指数与 Shannon 指数空间表达对比

Fig.10 Comparison of spatial expression of Rao's Q index and Shannon-Wiener index

近 20 年, 森林 Rao's Q 指数空间分布基本一致, 整体呈南高北低的态势。天山山脉、吕梁山、喜马拉雅山脉以南、横断山脉、武夷山-南岭一带为高值区, 小兴安岭、大兴安岭、长白山一带低值区连片分布。不同时段内, 森林 Rao's Q 指数均以降低为主; 空间分布上, 增高的热点区基本一致, 降低的热点区差异较大, 武夷山-南岭一带增高、降低特征并存; 森林 Rao's Q 指数演变稳定性方面, 稳定降低区空间分布略广于稳定升高区, 武夷山-南岭、大兴安岭、小兴安岭一带增高和降低特征均不稳定, 喜马拉雅山脉东南部低稳定降低, 低稳定区的

森林植物多样性易受气候和人类活动的扰动而发生演变,应是森林植物多样性保护的重点关注区域。

参考文献(References):

- [1] 陈灵芝, 马克平. 生物多样性科学: 原理与实践. 上海: 上海科学技术出版社, 2001.
- [2] Pimm S L, Russell G J, Gittleman J L, Brooks T M. The future of biodiversity. *Science*, 1995, 269(5222): 347-350.
- [3] 薛达元, 张渊媛. 中国生物多样性保护成效与展望. *环境保护*, 2019, 47(17): 38-42.
- [4] 米湘成, 冯刚, 张健, 胡义波, 朱丽, 马克平. 中国生物多样性科学研究进展评述. *中国科学院院刊*, 2021, 36(4): 384-398.
- [5] 郭庆华, 胡天宇, 姜媛茜, 金时超, 王瑞, 关宏灿, 杨秋丽, 李玉美, 吴芳芳, 翟秋萍, 刘瑾, 苏艳军. 遥感在生物多样性研究中的应用进展. *生物多样性*, 2018, 26(8): 789-806.
- [6] Gould W. Remote sensing of vegetation, plant species richness, and regional biodiversity hotspots. *Ecological Applications*, 2000, 10(6): 1861-1870.
- [7] 岳天祥. 生物多样性遥感研究方法浅议. *生物多样性*, 2000, 8(3): 343-346.
- [8] Yue T X, Ma S N, Wu S X, Zhan J Y. Comparative analyses of the scaling diversity index and its applicability. *International Journal of Remote Sensing*, 2007, 28(7): 1611-1623.
- [9] 郭春霞, 诸云强, 孙伟, 宋佳. 中国 1 km 生物丰度指数数据集. *全球变化数据学报(中英文)*, 2017, 1(1): 60-65.
- [10] Féret J B, Asner G P. Mapping tropical forest canopy diversity using high-fidelity imaging spectroscopy. *Ecological Applications*, 2014, 24(6): 1289-1296.
- [11] Wang R, Gamon J A. Remote sensing of terrestrial plant biodiversity. *Remote Sensing of Environment*, 2019, 231: 111218.
- [12] Palmer M W, Earls P G, Hoagland B W, White P S, Wohlgemuth T. Quantitative tools for perfecting species lists. *Environmetrics*, 2002, 13(2): 121-137.
- [13] Cayuela L, Golicher D J, Benayas J M R, González-Espinosa M, Ramírez-Marcial N. Fragmentation, disturbance and tree diversity conservation in tropical montane forests. *Journal of Applied Ecology*, 2006, 43(6): 1172-1181.
- [14] 胡海德, 李小玉, 杜宇飞, 郑海峰, 都本绪, 何兴元. 生物多样性遥感监测方法研究进展. *生态学杂志*, 2012, 31(6): 1591-1596.
- [15] Rocchini D, Marcantonio M, Ricotta C. Measuring Rao's Q diversity index from remote sensing: an open source solution. *Ecological Indicators*, 2017, 72: 234-238.
- [16] Rocchini D, Marcantonio M, Re D D, Chirici G, Galluzzi M, Lenoir J, Ricotta C, Torresani M, Ziv G. Time-lapsing biodiversity: an open source method for measuring diversity changes by remote sensing. *Remote Sensing of Environment*, 2019, 231: 111192.
- [17] Khare S, Latifi H, Rossi S. A 15-year spatio-temporal analysis of plant β -diversity using Landsat time series derived Rao's Q index. *Ecological Indicators*, 2021, 121: 107105.
- [18] Khare S, Latifi H, Rossi S. Forest beta-diversity analysis by remote sensing: How scale and sensors affect the Rao's Q index. *Ecological Indicators*, 2019, 106: 105520.
- [19] Tagliabue G, Panigada C, Celesti M, Cogliati S, Colombo R, Migliavacca M, Rascher U, Rocchini D, Schüttemeyer D, Rossini M. Sun-induced fluorescence heterogeneity as a measure of functional diversity. *Remote Sensing of Environment*, 2020, 247: 111934.
- [20] Torresani M, Rocchini D, Sonnenschein R, Zebisch M, Marcantonio M, Ricotta C, Tonon G. Estimating tree species diversity from space in an alpine conifer forest: the Rao's Q diversity index meets the spectral variation hypothesis. *Ecological Informatics*, 2019, 52: 26-34.
- [21] Wang D Z, Qiu P H, Wan B, Cao Z X, Zhang Q F. Mapping α - and β -diversity of mangrove forests with multispectral and hyperspectral images. *Remote Sensing of Environment*, 2022, 275: 113021.
- [22] 吴炳方. 中国土地覆被. 北京: 科学出版社, 2017.
- [23] Liu R G, Liu Y. Generation of new cloud masks from MODIS land surface reflectance products. *Remote Sensing of Environment*, 2013, 133: 21-37.
- [24] Liu R G, Shang R, Liu Y, Lu X L. Global evaluation of gap-filling approaches for seasonal NDVI with considering vegetation growth trajectory, protection of key point, noise resistance and curve stability. *Remote Sensing of Environment*, 2017, 189: 164-179.
- [25] 王襄平, 王志恒, 方精云. 中国的主要山脉和山峰. *生物多样性*, 2004, 12(1): 206-212.
- [26] 李果, 沈泽昊, 应俊生, 方精云. 中国裸子植物物种丰富度空间格局与多样性中心. *生物多样性*, 2009, 17(3): 272-279.
- [27] Petchey O L, Gaston K J. Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecology Letters*, 2002, 5(3): 402-411.
- [28] 吕丽莎, 蔡宏宇, 杨永, 王志恒, 曾辉. 中国裸子植物的物种多样性格局及其影响因子. *生物多样性*, 2018, 26(11): 1133-1146.

- [29] Yue T X, Li Q Q. Relationship between species diversity and ecotope diversity. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 2010, 1195(Suppl 1): E40-E51.
- [30] 郭柯, 方精云, 王国宏, 唐志尧, 谢宗强, 沈泽昊, 王仁卿, 强胜, 梁存柱, 达良俊, 于丹. 中国植被分类系统修订方案. *植物生态学报*, 2020, 44(2): 111-127.
- [31] 王纪军, 裴铁璠. 气候变化对森林演替的影响. *应用生态学报*, 2004, 15(10): 1722-1730.
- [32] 徐建华. *现代地理学中的数学方法*. 北京: 高等教育出版社, 2002.
- [33] Silverman B W. *Density estimation for statistics and data analysis*. New York: Chapman and Hall 2017
- [34] 焦利民, 李泽慧, 许刚, 张博恩, 董婷, 谷岩岩. 武汉市城市空间集聚要素的分布特征与模式. *地理学报*, 2017, 72(8): 1432-1443.
- [35] 侯鑫, 赵杰, 赵洪飞, 他志杰, 岳超. 2003—2018 年干旱对中国森林绿度异常的影响. *中国环境科学*, 2022, 42(1): 336-344.
- [36] 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. *生态学报*, 2019, 39(8): 2655-2666.
- [37] Isbell F, Gonzalez A, Loreau M, Cowles J, Díaz S, Hector A, Mace G M, Wardle D A, O'Connor M I, Duffy J E, Turnbull L A, Thompson P L, Larigauderie A. Linking the influence and dependence of people on biodiversity across scales. *Nature*, 2017, 546(7656): 65-72.
- [38] 赵国松, 刘纪远, 匡文慧, 欧阳志云. 1990—2010 年中国土地利用变化对生物多样性保护重点区域的扰动. *地理学报*, 2014, 69(11): 1640-1650.
- [39] 宋永昌. *植被生态学*. 上海: 华东师范大学出版社, 2001.
- [40] 张鹏翼, 马天啸, 刘波, 梁宇, 黄超, 吴苗苗, 姜思慧. 长白山国家级自然保护区森林生态系统完整性动态评估. *生态学杂志*, 2021, 40(7): 2251-2262.
- [41] Madonsela S, Cho M A, Ramoelo A, Mutanga O. Remote sensing of species diversity using Landsat 8 spectral variables. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 2017, 133: 116-127.
- [42] Magurran A E. *生物多样性测度*. 北京: 科学出版社, 2011.
- [43] 卢品, 金毅, 陈建华, 李铭红, 于明坚. 地理距离和地形差异对两个大型森林动态样地 β 多样性的影响. *生物多样性*, 2013, 21(5): 554-563.
- [44] 杨泽至, 舒清态. 遥感技术在森林树种多样性监测中的应用研究进展. *世界林业研究*, 2022: 1-9. (2022-04-22). <https://kns.cnki.net/kcms/detail/11.2080.S.20220422.0955.001.html>.
- [45] Hernández-Stefanoni J L, Gallardo-Cruz J A, Meave J A, Rocchini D, Bello-Pineda J, López-Martínez J O. Modeling α - and β -diversity in a tropical forest from remotely sensed and spatial data. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 2012, 19: 359-368.
- [46] Tuomisto H, Poulsen A D, Ruokolainen K, Moran R C, Quintana C, Celi J, Cañas G. Linking floristic patterns with soil heterogeneity and satellite imagery in Ecuadorian Amazonia. *Ecological Applications*, 2003, 13(2): 352-371.