

1970-2015年大别山区生态服务价值尺度响应特征及地理探测机制

黄木易¹, 岳文泽², 方 斌³, 冯少茹¹

(1. 安徽建筑大学环境与能源工程学院, 合肥 230601; 2. 浙江大学土地管理系, 杭州 310058;

3. 南京师范大学地理科学学院, 南京 210023)

摘要: 生态系统服务功能对于区域生态平衡、生态系统健康、国土生态安全及全球气候变化等方面具有重要作用,生态服务价值的尺度效应及空间分异机制问题值得探讨。以大别山区为研究对象,基于土地利用分类等数据,应用空间统计、热点分析和地理探测器等方法探讨1970-2015年大别山区生态服务价值动态演变、尺度响应特征及生态服务价值的空间分异机制。结果表明:① 1970-2015年,大别山区生态服务价值整体上升9.51亿元,但2010-2015年下降3.95亿元,占总增加值的41.54%,下降热点区主要位于大别山边界处(湖北省境内)及核心区东北部(安徽省境内);② 4种类型9级幅度的尺度对比分析表明,乡镇单元尺度是大别山区生态服务价值空间分异的特征尺度,其生态服务价值空间差异信息量丰富;③ 地理探测机制表明,16个影响因子中的生态用地占比、土地利用程度和人为影响综合指数对生态服务价值空间分异的解释力 q 值近40%,是导致空间分异的主要原因;高程和坡度因子 q 值近30%,为次要影响因素。交互探测 q 值达50%以上的交互组合主要有三大类30种,自然因子和人为干扰因子、景观格局因子交互协同作用增强了对生态服务价值空间分异的解释力。研究结果可为大别山区生态系统服务功能的精准、多元化调控提供一定的理论依据。

关键词: 生态服务价值;尺度响应;空间分异;地理探测机制;大别山区

DOI: 10.11821/dlxb201909015

1 引言

生态系统服务是人类生存与现代文明的基础,是科学技术所不能替代的自然生态系统服务功能^[1],是可以通过生态系统的结构、过程和功能直接或间接得到的生命支持产品和服务,以维持人类赖以生存的自然环境条件与效用^[2-3]。人类对环境的压力正在时空上发生变化,这对地球的生物多样性和人类经济有着深远的影响^[4]。生态系统服务评估为发展决策中纳入环境问题所带来的挑战提供了一种综合实践方法^[5]。生态系统服务研究为地理学的核心命题—人地关系研究提供重要的实践领域^[6-7],自生态系统服务的类型、价值

收稿日期: 2018-10-23; 修订日期: 2019-07-03

基金项目: 国家自然科学基金项目(41671533, 41671174, 41871169); 安徽高校人文社会科学研究重大项目(SK2018ZD043); 安徽省科技创新战略与软科学研究项目(201806a02020046) [Foundation: National Natural Science Foundation of China, No.41671533, No.41671174, No.41871169; Major Research Project of Humanities and Social Sciences in Colleges and Universities of Anhui Province, No.SK2018ZD043; Science and Technology Innovation Strategy and Soft Science Research Project of Anhui Province, No.201806a02020046]

作者简介: 黄木易(1978-), 男, 安徽芜湖人, 博士, 副教授, 研究方向为城镇化、土地利用及生态环境效应研究。

E-mail: huangyang78@163.com

通讯作者: 方斌(1968-), 男, 江西九江人, 博士, 教授, 博士生导师, 研究方向为土地资源管理与规划、土地生态研究。

E-mail: wenyangfang731@163.com

科学测算的原理及方法被 Costanza 等^[8-9]提出并发展后, 现已逐渐成为国内外相关领域的研究热点^[10-13]。中国已经开展的基于生态系统服务的自然资源资产核算研究对于生态文明建设、生态安全格局构建和人类福祉提高具有重要意义^[14-16]。

生态系统服务价值 (Ecosystem service value, ESV) 作为生态安全重要表征指标, 科学评估生态系统的服务价值, 并对其时空演化特征进行定量化描述, 可为制定合理的生态保护政策提供重要参考。方法和尺度的选择是生态系统服务评价的关键, 目前常用的评估方法主要有价值量评估法、物质质量评估法和能值评估法^[2], 不同方法具有各自特点, 但相互之间的差异较大^[17]。随着生态绿色发展成为可持续发展框架的核心, 生态系统服务价值测算方法也在不断出现, 如基于能值分析和融合货币量方法的非货币量的生态系统服务价值核算法等^[18]。同时, 生态服务价值测算的复杂性、不确定性等问题仍有待解决^[19]。尺度对于认识生态系统的格局和过程非常重要, 由于生态过程作用的复杂性, 不同尺度上生态系统格局和过程会表现出不同的特征^[20], 生态系统可在不同的空间尺度上进行定义, 因此对于其服务的评价尺度选择也多种多样^[21]。在较大尺度上的生态服务价值评估有时会受到单元内的主要土地生态系统要素的影响, 从而忽略了不同生态子系统之间的差异, 但较小尺度上的评估结果又很难推广到大尺度上的生态调控应用, 不同尺度的生态系统服务功能对不同行政尺度上的利益群体具有不同的重要性^[21]。因此选择合适的评估尺度单元有利于揭示评价单元的生态系统功能状态, 加强生态系统服务评价中的尺度特征研究, 可提高评价结果的客观性、可信性和实用性, 为生态系统功能调控和生态安全建设的决策提供有效依据^[22-23]。近年来, 有关生态系统的尺度问题研究也在不断加强^[24-25], 但相关生态服务价值评价研究大多以单一尺度、静态分析为主, 系统性的探讨区域生态系统服务价值评估的适宜尺度及其尺度变化的响应特征、驱动机制等问题的研究不足。地理探测器是一种新型的空间统计方法, 目前被广泛应用在疾病影响因素、地理环境要素和贫困差异机制等研究中^[26-29]。加强生态系统服务价值空间分异作用机制的地理探测研究, 将有助于针对性地开展区域生态规划及有效制定相关生态系统调控政策、措施。

大别山区横跨鄂豫皖三省, 为中国典型的集山区、库区、革命老区、贫困区、水土流失严重区于一体的特殊区域, 是中国中部地区的重要生态功能区和长江中下游地区的重要生态屏障^[30]。2013年2月, 国务院正式批复《大别山片区区域发展与扶贫攻坚规划(2011-2020年)》, 方案要求将区域经济发展、生态环境保护与扶贫攻坚进行有机结合。因此, 在大别山区精准扶贫背景下, 加强大别山区生态系统服务研究对于优化生态结构、协调生态保护与经济发展具有重要的理论与实践意义^[31]。目前, 大别山区生态系统服务价值评估及驱动机制的研究缺乏。本文分析 1970-2015 年大别山区生态系统服务价值时空变化趋势, 探讨生态系统服务价值的尺度响应特征, 揭示生态服务价值空间分异的驱动机制, 研究结果可为大别山生态系统功能调控、生态安全格局构建及生态文明建设等提供决策理论依据。

2 数据来源及研究方法

2.1 研究区概况

按照《中国农村扶贫开发纲要(2011-2020年)》, 大别山区和六盘山区、秦巴山区、武陵山区、乌蒙山区、滇桂黔石漠化区、滇西边境山区、大兴安岭南麓山区、燕山—太行山区、吕梁山区、罗霄山区等是中国 11 个集中连片特殊困难地区。其中, 大别山区主要位于湖北、安徽、河南 3 省交界处。本研究区包括 35 个县(市、区) 654 个乡

镇,地跨黄冈市、六安市、安庆市和信阳市,总面积约72200 km²。安徽岳西县、霍山县、金寨县,河南商城县是大别山核心地区(图1)。大别山区北抵黄河,南临长江、淮河,南北地理分界线横穿全境。作为中国第二大集中连片贫困区,该区域城镇化水平较低,地区经济发展缓慢。

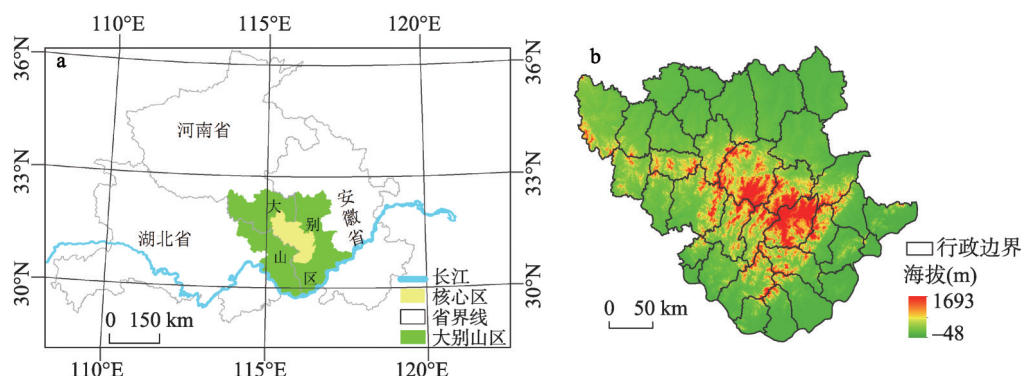


图1 大别山区范围及地理区位

Fig. 1 Scope and location of Dabie Mountain area

2.2 数据来源及驱动力指标体系构建

研究数据主要包括大别山区土地利用数据和驱动因子指标数据。其中,土地利用数据为1970年、1980年、2000年、2005年、2010年和2015年土地利用分类图,数据来源于中国科学院资源环境科学数据中心(<http://www.resdc.cn/>)。根据研究需要按照“中国土地利用/土地覆盖遥感监测数据分类系统”对各年份的土地利用类型进行一级重分类,得到农田、林地、草地、水域、建设用地和未利用地6种土地利用类型。

驱动因子指标的选择是空间分异机制地理探测研究的关键,本文的因子指标选择主要考虑到可能影响生态系统功能变化的自然地理和人文社会经济等因素。具体结合研究区实际,同时遵循数据可获取性原则,最终筛选出3大类16项指标:①自然因子(高程、坡度、降雨、 $\geq 10^{\circ}\text{C}$ 积温、土壤侵蚀、归一化植被指数NDVI和净初级生产力NPP);②人文社会经济因子(人为影响综合指数、土地利用程度、道路密度、地均GDP和人口密度);③景观结构及格局指数因子(生态用地面积占比、斑块形状指数、景观多样性和景观破碎度)。其中,高程、坡度利用DEM提取;土地利用程度^[32]、人为影响综合指数^[33]指标结合实际参考相关文献计算;道路密度利用矢量道路网计算;生态用地占比主要提取生态用地面积进行计算;景观格局指数利用Patch Analyst模块在ArcGIS 10.2中进行计算;其余因子指标数据来源于中国科学院资源环境科学数据中心(<http://www.resdc.cn/>)。各因子最终形成栅格数据,并按自然断点方式进行空间离散化形成类型数据集。

2.3 研究方法

2.3.1 生态系统服务价值计算及敏感性分析

土地利用/覆被变化(Land Use/Cover Changes, LUCC)是人类社会经济活动与土地自然生态系统相互复杂耦合作用的体现。LUCC导致的土地生态系统功能受损在很大程度上是区域生态环境效应的主要原因,LUCC引起了人们对全球生态系统服务和生物多样性变化的关注^[34-35]。基于研究区土地利用分类数据,采用谢高地等^[11, 36]提出的当量因子法来测算大别山区生态服务价值,该方法将生态服务价值分为4个一级类和9个二级服务类,每种服务类别赋予其当量因子(不同生态服务价值当量按相对于来源耕地的食物产出的重要性对比进行赋值,其中假定耕

地食物生产的单位面积生态服务价值当量因子为1)。结合研究区实际,通过查阅《安徽省统计年鉴》《河南省统计年鉴》《湖北省统计年鉴》《中国农产品价格调查年鉴》等资料,测算大别山区1970-2015年的耕地平均粮食单产(4006.51 kg/hm²)及市场价格(1.3663 元/kg),按单位面积农田生态系统服务价值等于平均粮食单产市场经济价值的1/7计算^[11],最终确定大别山不同土地类型单位面积生态系统服务价值系数表(表1)。

表1 大别山区单位面积生态系统服务价值当量表(元·hm⁻²·a⁻¹)

Tab. 1 Factor table of ecosystem services value per unit area in Dabie Mountain area

服务类型		土地类型				
一级类型	二级类型	农田	林地	草地	水域	未利用地
S ₁ 供给服务	S ₁₁ 食物生产	782.01	258.06	336.26	414.47	15.64
	S ₁₂ 原材料生产	304.98	2330.39	281.53	273.70	31.28
	小计	1086.99	2588.45	617.79	688.17	46.92
S ₂ 调节服务	S ₂₁ 气体调节	563.05	3378.28	1173.02	398.83	46.92
	S ₂₂ 气候调节	758.55	3182.78	1219.94	1610.94	101.66
	S ₂₃ 水文调节	602.15	3198.42	1188.65	14678.32	54.74
	S ₂₄ 废物处理	1086.99	1345.06	1032.25	11612.85	203.32
	小计	3010.74	11104.54	4613.86	28300.94	406.64
S ₃ 支持服务	S ₃₁ 保持土壤	1149.55	3143.68	1751.70	320.63	132.94
	S ₃₂ 维持生物多样	797.65	3526.87	1462.36	2682.29	312.80
	小计	1947.20	6670.55	3214.06	3002.92	445.74
S ₄ 文化服务	S ₄₁ 美学景观	132.95	1626.58	680.35	3472.12	187.68
	小计	132.95	1626.58	680.35	3472.12	187.68
合计		6177.88	21990.12	9126.06	35464.15	1086.99

通过提取不同年份、不同尺度单元内的各土地利用类型面积,结合表1分别计算出评价单元的农田、林地、草地、水域及未利用地生态系统的可提供的生态服务价值量,最终得到评价单元的生态服务价值总量。公式^[37]如下:

$$ESV = \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n S_{ij} \times P_{ij} \quad (1)$$

式中: ESV 为大别山区生态系统服务价值总量(元·a⁻¹); S_{ij} 表示第*i*种土地类型第*j*种生态系统服务类型单位面积所提供的生态系统服务价值系数(元·hm⁻²·a⁻¹); P_{ij} 表示提取出来的评价单元的第*i*种土地类型的面积(hm²); *i*为土地类型的数量; *j*为土地生态系统的服务类型; $m = 5$, $n = 9$ 。

目前基于当量因子的生态服务价值算法应用广泛,但其中价值系数的确定对 ESV 计算的准确性较为关键。本文采用经济学中常用的敏感性指数(Coefficient of Sensitive, CS)来验证价值系数对生态服务价值计算的影响,以减少结果的不确定性。公式^[38]如下:

$$CS = \left| \frac{(ESV_j - ESV_i) / ESV_i}{(e_{jk} - e_{ik}) / e_{ik}} \right| \quad (2)$$

式中: CS 为敏感性指数; ESV 为生态服务价值总量, e 为 ESV 系数; *i*、*j*分别表示初始价值系数和调整后的系数; *k*为土地利用类型。当 e 变化1%时引起 ESV 的变化后,若 $CS > 1$ 时,说明 ESV 对价值系数富有弹性;若 $CS < 1$ 时,则缺乏弹性, CS 比值越大,说明当量系数的准确性对 ESV 的计算越关键。

2.3.2 生态系统服务价值单元尺度划分 基于ArcGIS 10.2网格化采样和幅度变换,共形

成4种类型9级生态服务价值评价单元尺度，即样方尺度（1.5 km×1.5 km、3 km×3 km、4.5 km×4.5 km、6 km×6 km、7.5 km×7.5 km和9 km×9 km）、乡镇行政单元尺度、子流域单元尺度、县域行政单元尺度（图2）。其中样方单元的幅度范围为1.5~9 km，主要基于数据分辨率和大别山区乡镇行政单元平均面积而设定。利用以上4类共9级幅度的评价单元分别计算生态服务价值，对比分析研究区不同尺度下的生态服务价值空间分布及其异质性，揭示大别山区生态服务价值对尺度变化的响应特征。

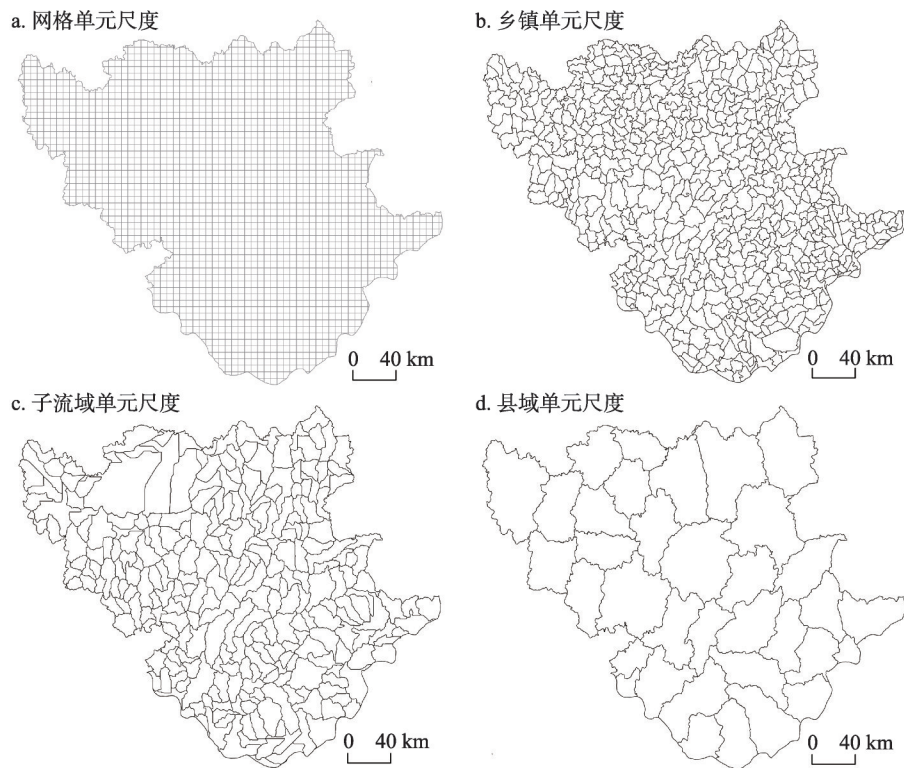


图2 大别山区生态服务价值的4种尺度类型

Fig. 2 Four scale types of ecological service value in Dabie Mountain area

2.3.3 生态系统服务价值空间数据探索 采用探索性空间数据分析（Exploratory Spatial Data Analysis, ESDA）方法探讨ESV分布特征及空间异质性。ESV空间异质性通过全局空间自相关Global Moran's *I*指数来反映。当Moran's *I* > 0时，值越大表明其空间正相关性越强，Z-Score > 1.96时，值越大表明其空间正相关则越显著；Moran's *I* < 0时，值越小，空间负相关性越强，空间差异性越大；Moran's *I* = 0时，表明空间上呈随机性。另外，利用ArcGIS 10.2选择Point Density工具和Hot Spot Analysis的Getis-Ord *G*_i^{*}指数进行ESV地均变化率和变化冷、热点的局域关联性分析。Global Moran's *I*指数^[39]公式为：

$$I = \frac{n}{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n W_{ij}} \times \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n W_{ij} (x_i - x_a)(x_j - x_a)}{\sum_{i=1}^n (x_i - x_a)^2} \tag{3}$$

式中：*I*是Global Moran's *I*指数；*x_i*和*x_j*分别是第*i*个ESV评价单元和第*j*个ESV评价单元的观测值；*W_{ij}*为单元*i*和单元*j*之间的空间权重矩阵；*x_a*为观测值的平均值；*n*为样本量，

即研究区某一尺度上的ESV评价单元的总个数。

Getis-Ord G_i^* 指数^[40]公式为:

$$G_i^* = \frac{\sum_j^n W_{ij}(d)x_j}{\sum_j^n x_j} \quad (4)$$

$$Z(G_i^*) = \frac{G_i^* - E(G_i^*)}{\sqrt{Var(G_i^*)}} \quad (5)$$

式中: $E(G_i^*)$ 和 $Var(G_i^*)$ 分别为 G_i^* 的数学期望和方差; W_{ij} 为空间权重。当 $Z(G_i^*) > 1.96$ 时, 表示为ESV变化的热点区, 当 $Z(G_i^*)$ 介于1.65~1.96时, 为ESV次热点区; 当 $Z(G_i^*)$ 介于-1.65~-1.96时, 为ESV不显著变化区; 当 $Z(G_i^*)$ 介于-1.96~-1.65时, 为ESV次冷点区; 当 $Z(G_i^*) < -1.96$ 时, 为ESV冷点区。

2.3.4 地理探测器工具及基本原理 地理探测器原理主要是分析各因子层内方差 (within strata variance) 和总方差 (total variance) 的关系, 通过空间分层异质性来探测各要素对因变量的驱动力^[26-27]。空间分异性利用因子探测器中 q 统计量值来衡量自变量对因变量空间分异的解释力 (Power of Determinant, PD), q 值表示自变量 X 解释了100× $q\%$ 的因变量 Y , 值域为[0, 1]。当 q 为0时表示自变量与因变量 Y 无关, q 为1时表示自变量 X 完全控制了因变量 Y 的空间分布^[28]。公式为:

$$q = 1 - \frac{1}{N\sigma^2} \sum_{h=1}^L N_h \sigma_h^2 \quad (6)$$

式中: $h=1, 2, \dots, L$ 为变量 Y 或因子 X 的分层 (分类或分区); N_h 和 N 分别为层 h 和全区单元数; σ_h^2 和 σ^2 分别是层 h 和全区 Y 值的方差。

交互作用探测器通过比较单一因子的 q 值和双因子交互的 q 值来判断双变量间交互作用特点。该方法对于相互作用的假设不仅限于传统统计学方法, 因此具有一定的优势。驱动因子的交互作用通过探测结果的 $q(x_i \cap x_j)$ 值来识别驱动因子之间的共同作用是否增加或减弱对分析变量的解释力^[28]。当两因子交互探测结果的 $q(x_i \cap x_j) < \min(q(x_i), q(x_j))$ 时, 则 x_i 和 x_j 为非线性减弱交互类型; 当 $\min(q(x_i), q(x_j)) < q(x_i \cap x_j) < \max(q(x_i), q(x_j))$ 时, 则为单因子非线性减弱交互类型; 当 $q(x_i \cap x_j) > \max(q(x_i), q(x_j))$ 时, 则为双因子交互增强类型; 当 $q(x_i \cap x_j) > q(x_i) + q(x_j)$ 时, 则为非线性增强; 当 $q(x_i \cap x_j) = q(x_i) + q(x_j)$ 时, 表明二者之间相互独立。

3 结果与分析

3.1 大别山区生态服务价值时空变化特征分析

3.1.1 大别山区生态服务价值演变趋势 参照表1, 根据式(1)计算得到大别山区生态系统服务价值总量后, 通过对各土地利用类型的ESV系数调整5%后, 利用式(2)进行敏感性指数计算, 结果显示, 各地类的CS值均小于1, 表明生态服务价值量对各地类的ESV系数不敏感。在此基础上分析1970-2015年大别山区生态系统服务总量的时空演化特征, 结果表明, 1970-2015年来, 大别山区ESV呈波动式变化趋势, 总体呈现“上升—下降—上升—下降”变化趋势, 阶段性特点明显 (图3)。拐点分别出现在1980年、2000年和2010年。先由1970年的930.22亿元上升为1980年937.06亿元, 2000年下降为931.12亿元, 2010年又上升至943.68亿元, 最后2015年下降为939.73亿元。1970-2015年, 大

别山生态服务价值总体上升 9.51 亿元,增幅约 1.02%,其主要贡献来源于林地和水域所提供的 *ESV* 上升。

值得关注的是,近年来大别山区生态服务价值下降明显,2010-2015 年间的生态服务价值总量降幅达 3.95 亿元,为 1970-2015 年生态服务价值总增加量的 41.54%。因此,近年来随着大别山区社会经济水平提升及城镇化的发展,作为中国中部地区的重要生态功能区和长江中下游地区的重要生态屏障,大别山区的生态服务价值下降应引起政府及相关部门的警惕与重视,同时进一步加强大别山区生态资源保护、生态脆弱区的水土流失治理、生态系统功能优化,提高新型城镇化质量。

3.1.2 大别山区生态服务价值变化热点分析 按各省区域对大别山区 *ESV* 总量结构进行统计,结果表明,安徽省区域和湖北省区域是大别山区 *ESV* 总量的主要组成部分。1970-2015 年,安徽省区域、湖北省区域和河南省区域内的 *ESV* 总量增长率分别为 0.57%、0.54% 和 2.77%,其中河南省区域内 *ESV* 上升趋势明显,是大别山区 *ESV* 增长的主要贡献力。从下降趋势看,2010-2015 年间的三省区域内 *ESV* 下降率最高为湖北省,达 0.68%,分别是安徽省区域和河南省区域内 *ESV* 下降率的 2.96 倍和 1.45 倍,是近年来大别山区生态服务价值量下降的主要区域。另外,1970-2015 年间,大别山生态功能核心区(岳西县、霍山县、金寨县和商城县)的生态服务价值总量呈下降趋势,下降率为 0.30%。其中,2010-2015 年间 *ESV* 总值下降 0.24%,占总下降量的 80% (表 2)。因此,在大别山区 *ESV* 整体上升的趋势下,核心功能区的 *ESV* 总量却呈下降趋势的状况应引起重视。

为更好地揭示近年来大别山区生态服务价值变化量在空间上的局部表现,应用点密度和热点分析法进行空间探索。具体将乡镇单元 2010-2015 年间 *ESV* 变化量作为分析变量,按单元提取点要素在 ArcGIS 10.2 中进行点密度 (Point Density) 分析,探讨单位面积变化量在空间中的分布情况;另外,对 *ESV* 变化量进行热点分析 (Hot Analysis),揭示变化量的热点区和冷点区的空间分布。结果表明,高密度区域主要分布于湖北省区域内的大别山边界处(麻城市、红安县和黄冈市区)和安徽省区域内的大别山核心区的东北部(六安市区、霍山县、金寨县),而低密度区域主要位于大别山区的核心区内(图 4a),因此,核心区的 *ESV* 总量下降主要是发生在局部区域,有必要加强核心区局部的生态功能优化调控;热点分析表明, *ESV* 变化的热点区主要位于湖北省和安徽省区域内,冷点区位于河南省区域内(图 4b)。分析结果可为大别山区生态系统服务的精准调控提供理论依据。

3.2 大别山区生态系统服务价值的尺度响应特征

3.2.1 基于不同尺度的生态服务价值评价结果的变化特征 为了探讨大别山区生态服务价值对尺度变化的响应特征,在 4 种类型共 9 级尺度水平上,分别计算不同评价单元内的生态服务价值量,分析不同尺度水平下的 *ESV* 计算结果的变化趋势。在网格样方单元水平上,随着评价单元尺度变小 (9 km 至 1.5 km), *ESV* 的空间分布结果表现越精细;当评价单元尺度从 9 km 增大至行政单元水平时, *ESV* 评价结果的空间相关性越来越弱。在子流

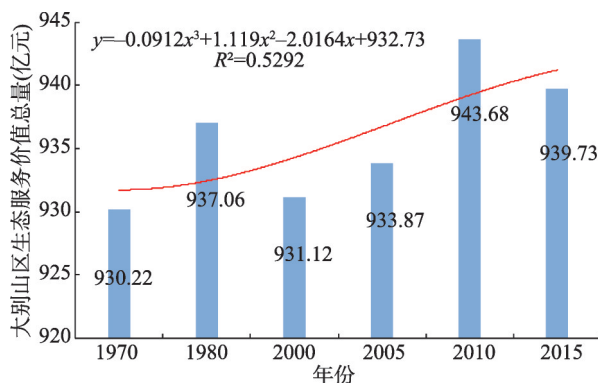


图 3 1970-2015 年大别山区生态服务价值总量变化趋势

Fig. 3 The change characteristics of the total *ESV* in Dabie Mountain area from 1970 to 2015

表2 1970-2015年大别山区生态服务价值时空变化特征

Tab. 2 The spatial and temporal characteristics of *ESV* in Dabie Mountain area from 1970 to 2015

大别山区 <i>ESV</i> 总量变化特征(亿元)		大别山区整体	安徽省区域	湖北省区域	河南省区域	核心区域
	1970年	930.22	447.18	287.87	195.17	169.03
	1980年	937.06	452.30	290.08	194.67	169.68
	2000年	931.12	452.07	287.65	191.39	168.57
	2005年	933.87	451.37	288.79	193.70	169.03
	2010年	943.68	450.74	291.41	201.53	168.94
	2015年	939.73	449.73	289.42	200.58	168.53
拐点期间变化率 (%)	1970-1980年	0.73	1.15	0.77	-0.26	0.38
	1980-2000年	-0.63	-0.05	-0.84	-1.68	-0.65
	2000-2010年	1.35	-0.29	1.31	5.30	0.22
	2010-2015年	-0.42	-0.23	-0.68	-0.47	-0.24
	1970-2015年	1.02	0.57	0.54	2.77	-0.30

注: 大别山安徽区域包括: 六安市的寿县、霍邱县、金寨县、霍山县、舒城县和六安市区, 安庆市的岳西县、潜山县、桐城市、太湖县、怀宁县、枞阳县、宿松县、望江县和安庆市区共15县(市、区); 湖北省区域包括: 大悟县、红安县、罗田县、英山县、团风县、浠水县、蕲春县、武穴市、黄梅县、麻城市和黄冈市区等11县(市、区); 河南省区域包括: 罗山县、息县、淮滨县、光山县、潢川县、新县、商城县、固始县和信阳市区共9个县(市、区)。核心区区域主要为安徽的岳西县、霍山县及金寨县和河南省的商城县。

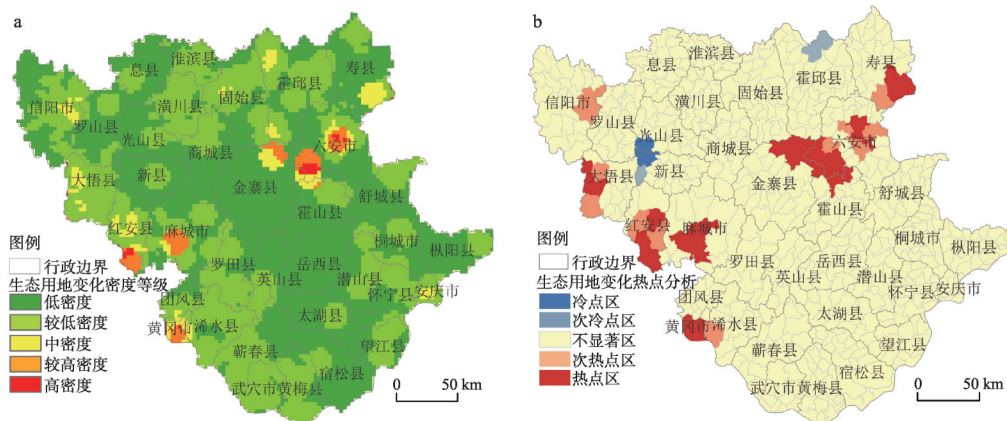


图4 2010-2015年大别山区生态服务价值变化量的密度(a)及热点(b)分析

Fig. 4 Density (a) and hotspot (b) analysis of the *ESV* changes in Dabie Mountain area from 2010 to 2015

域单元水平时, *ESV*的空间分布结果表现出与之前尺度较大的差异, 而在县域行政单元尺度水平上, 差异进一步扩大(图5)。因此, 生态服务价值空间差异对评价单元尺度的变化具有一定的敏感性。单元尺度较大时, *ESV*评价结果会受评价单元内的局部景观组成或某类土地生态子系统所控制。另外, *ESV*评价结果也会随着评价单元的幅度变大而过滤掉单元内部景观组分、结构的差异。

3.2.2 生态服务价值对尺度变化响应的机制分析 为进一步分析尺度变化对 *ESV*空间分布影响, 利用空间数据探索分析法对不同尺度水平的描述性统计参数进行分析。结果显示, *ESV*在9级幅度水平上的Moran's *I*值分别为0.7279、0.7038、0.6812、0.6626、0.6386、0.6492、0.4232、0.0426和0.2965。当Moran's *I* > 0时, 数值越大表明其空间正相关性越强, 随着尺度从1.5 km变化至9 km, Moran's *I*指数呈先下降后上升趋势, 整体

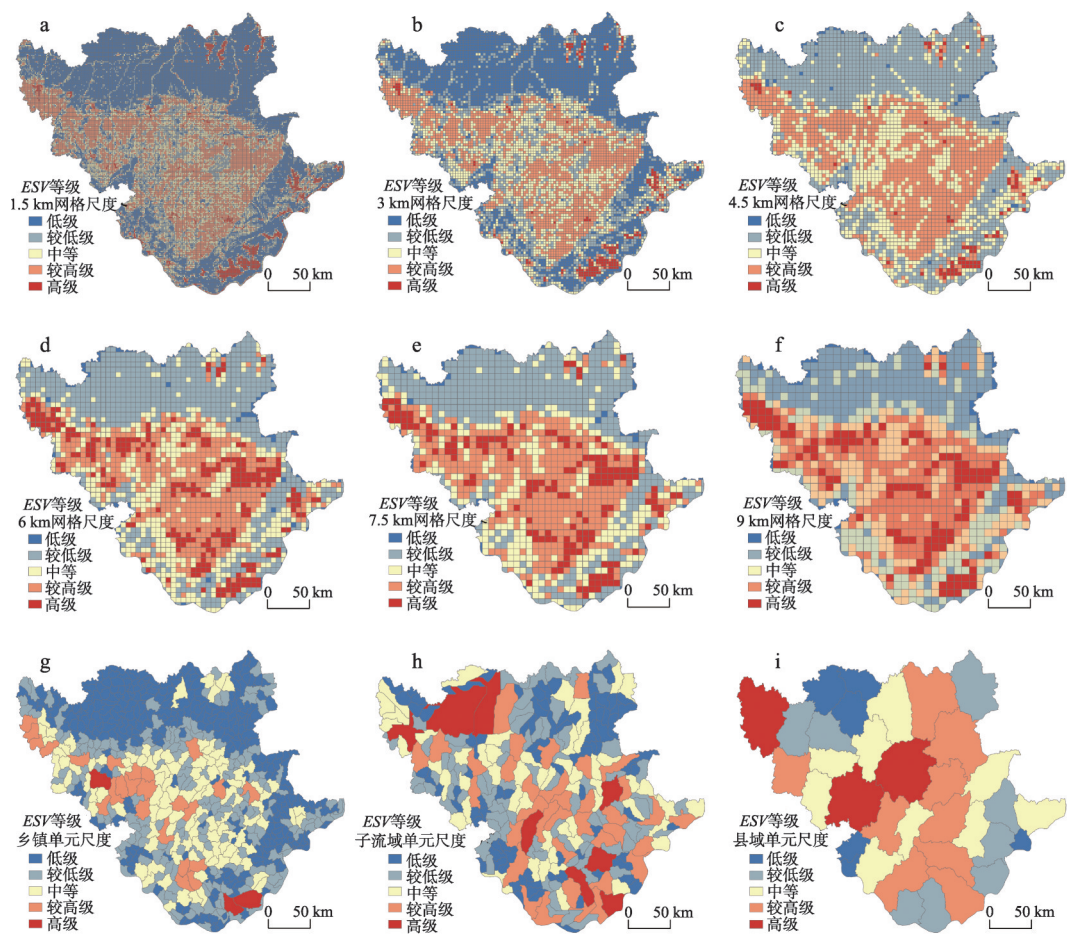


图5 大别山区生态服务价值空间分布对尺度变化的响应特征

Fig. 5 Response of the spatial distribution for ESV to the change of scale in Dabie Mountain area

较为平缓，而在子流域和行政单元尺度水平上降速较为明显，但各尺度的Z-Score都大于1.96，表明ESV空间分布的自相关性Z检验都通过了显著性水平 ($P < 0.05$)，均具有空间集聚性。4种尺度类型共9级尺度水平下的生态服务价值尺度响应特征分析表明，随着空间幅度的变化，生态服务价值在空间上的变异系数变化较为明显，9级尺度下的ESV变异系数分别为0.5592、0.5269、0.5194、0.5167、0.5232、0.5266、0.8487、0.7391和0.4849，呈现“下降—上升—下降”的趋势，最大值位于乡镇行政单元尺度上（图6）。各尺度水平下的ESV空间数据探索分析显示，乡镇单元尺度的ESV空间表现与网格样方单元尺度的计算结果较为接近，且空间自相关性Moran's I 值为0.4232，较子流域单元尺度水平上的0.0426和县域行政单元尺度水平的0.2965更为显著，其变异系数为最大值0.8487。因此，乡镇单元尺度上的ESV空间差异的信息量丰富，是大别山区生态服务价值空间分异的特征尺度。由于不同的生态服务功能无法通过单一尺度下的评估能达到，没有一个单一的理想尺度适合所有的综合评估，因此对尺度的选择要依靠分析的目的、可获得资料的实际情况及要符合人类决策需要^[21]。

对比分析，以行政边界为尺度单元进行生态功能管控较跨行政单元的流域尺度更易在实践中操作，如有关行政单元的统计数据收集、生态管控模式建立等，要比跨行政区域的流域尺度单元上更易实现；其次，相对更大尺度上的县域行政单元，较小尺度上的

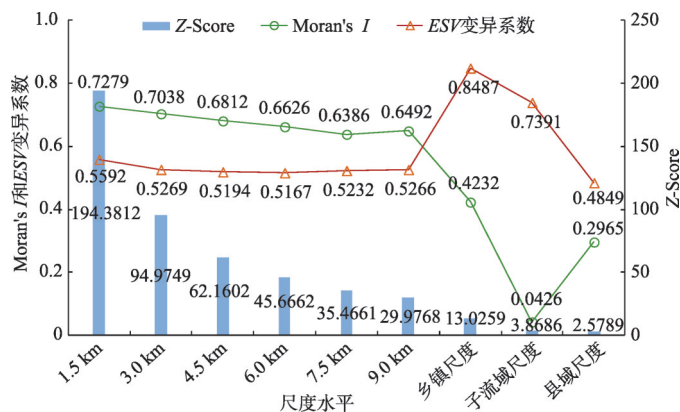


图6 2015年大别山区生态服务价值在不同尺度下的描述性统计参数

Fig. 6 Descriptive statistical parameters of the scale effects for ESV at different scales in Dabie Mountain area in 2015

乡镇行政单元评价数据可以为上一级行政单元提供更精确的数据支持。因此,作为三省行政单元交叉地带的大别山区,乡镇行政单元尺度可作为该区域生态服务价值较为合适的评价尺度。

3.3 大别山区生态服务价值空间分异地理探测机理及优化调控

3.3.1 生态服务价值空间分异的驱动力地理探测 基于乡镇行政单元研究尺度,以生态服务价值量为地理探测因变量,以16个自然、人文社会经济、景观结构和格局指数作为自变量,应用GeoDetector工具进行因子贡献率及因子交互作用的定量分析,探讨大别山区生态服务价值空间分异的主导因子,以及各驱动因子之间的交互作用类型。

(1) 借助地理探测器“因子探测”模块得到大别山生态服务价值空间分异的各驱动因子的贡献率,对比16个指标因子对大别山生态服务价值空间分异的相对重要性。分析显示,大别山区生态服务价值量在空间上的分布差异受到自然因子和社会经济因子共同作用,各因子按照 q 统计量的大小排序为:生态用地面积占比(0.3953)>土地利用程度(0.3909)>人为影响综合指数(0.3895)>高程(0.2965)>坡度(0.2490)>土壤侵蚀(0.1844)>景观破碎度(0.1807)>人口密度(0.1794)>地均GDP(0.1672)>平均斑块形状指数(0.1665)>降雨(0.1512)>积温(0.1465)>景观多样性(0.0701)>道路密度(0.0654)>NDVI(0.0615)>NPP(0.0482)。研究显示,生态用地结构对生态服务价值的空间分异贡献率最大,因子探测 q 统计量为0.3953。同时,人类干扰指标,包括土地利用程度和人为影响综合指数的 q 值也接近40%,因此,生态用地面积占比和人为影响因子是生态服务价值空间分异的最主要原因。其次,自然因子中的高程、坡度因子的 q 值接近30%,为生态服务价值空间分异的次要原因;因子探测结果 q 值接近20%的有土壤侵蚀、社会经济因子(人口密度、地均GDP)、气象因子(降雨、积温)和景观指数,表明其对生态服务价值空间分异起到了较为重要的作用;NDVI、NPP、道路密度等驱动因子作用力 q 值在10%以下,但对ESV的空间分异也起到了一定的作用(表3)。

(2) “交互探测器”主要用来分析驱动因子对生态服务价值的空间分布是否具有交互作用,可以识别不同驱动因子之间共同作用是否增加或减弱对分析变量的解释力^[28]。大别山区生态服务价值空间分异的驱动因子交互探测结果表明,在所选因子中任意两个因子的交互作用均大于单个因子的影响,两两交互的类型多数属于双因子增强型(表4),说明导致大别山区生态服务价值空间分异结果的不是由单一影响因子造成的,而是由不同影响因素共同作用的结果。

表3 大别山区生态服务价值空间分异驱动因子探测结果

Tab. 3 The result of factor detector for the spatial differentiation of ESV in Dabie Mountain area

因子指标	X_1	X_2	X_3	X_4	X_5	X_6	X_7	X_8
q 统计量	0.2965	0.2490	0.1512	0.1465	0.1844	0.0615	0.0482	0.3895
P 值	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0045	0.0000
因子指标	X_9	X_{10}	X_{11}	X_{12}	X_{13}	X_{14}	X_{15}	X_{16}
q 统计量	0.3909	0.0654	0.1672	0.1794	0.1665	0.0701	0.1807	0.3953
P 值	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000

注：表中地理探测驱动因子 $X_1\sim X_{16}$ 分别为自然、人文经济、景观指数等因子；自然因子中， X_1 为高程、 X_2 为坡度、 X_3 为降雨、 X_4 为积温、 X_5 为土壤侵蚀、 X_6 为NDVI、 X_7 为NPP；人文社会经济因子中， X_8 为人为影响综合指数、 X_9 为土地利用程度、 X_{10} 为道路密度、 X_{11} 为地均GDP、 X_{12} 为人口密度；景观格局因子中， X_{13} 为平均斑块形状指数、 X_{14} 为香农多样性指数、 X_{15} 为景观破碎度指数、 X_{16} 为生态用地面积占比。

其中，土地利用程度与景观指数（平均斑块形状指数，MSI）及自然因子（高程、坡度）交互作用对生态服务价值的影响最强， q 值均达到0.6以上，解释力高达60%以上，土地利用程度 \cap 平均斑块形状指数（MSI）的 q 值最高为0.6212，对生态服务价值空间分异的影响最强；其次为高程 \cap 土地利用程度（ q 值0.6133）、土地利用程度 \cap 坡度（ q 值0.6005）；交互探测因子 q 值达到0.5以上的交互组合主要有3大类30种，第1类是：人为干扰因子与自然地理、景观格局因子等交互类型；第2类为生态用地面积占比因子与自然因子等交互作用类型；第3类为高程因子与人为干扰、景观因子等交互作用类型（表4）。其余因子交互类型的 q 值虽然均在50%以下，但也显示了双因子较单一因子对生态服务价值空间分异影响程度更高的效果。

3.3.2 地理探测发生机理及大别山区生态系统功能调控启示 多尺度ESV分析表明，大别山区ESV具有显著的空间异质性，多因子协同作用程度决定了ESV空间差异的显著性。以下基于生态学过程来阐述ESV空间分异的地理探测发生机理，以及基于研究结果的启示提出大别山区生态系统调控思路。

（1）ESV空间分异的地理探测结果较好的体现了不同因子对ESV空间分布的影响程度，以及多因子交互作用的效果。从人地关系和景观生态学视角，各主要驱动因子的生态过程对大别山区ESV空间分异的形成机制起着关键性作用。如表达结构、格局的生态用地占比、景观格局指数因子对生态系统功能的影响较为显著^[41-42]，首先从生态系统结构变化上，生态用地作为生态服务价值量的重要组成部分，其在ESV评价单元内的结构和组成决定了生态服务价值量测算的结果。从生态学过程来看，林地为主的生态用地作为生态系统的重要生命支持系统，在维持生态平稳、调节气候、维护生物多样性及促进生态系统恢复等方面具有重要作用。生态系统受损的各种变化都始于结构的变化，关键组分和过程的状态决定着生态系统的恢复进程，生态系统的结构损伤是导致生态功能衰退的基本原因。另外，生态系统的景观格局变化同样影响生态系统功能，如景观斑块的破碎化和分离化，会影响植被净初级生产力以及生态景观的连通性，进而导致生态系统气候和气体调节能力、养分保持能力及生态系统孕育能力下降。因此，区域生态系统的结构组成与格局分布对于生态系统功能及生态系统服务价值具有重要影响。研究表明，大别山区生态用地结构对于ESV的空间分异作用要大于景观格局的影响。

人类干扰指标中土地利用程度和人为影响指数也是ESV的重要影响因素^[33, 43]。生态系统服务与土地利用的方式、程度关系密切^[44]。直观上，土地利用方式的变化对土地利用覆被结构产生影响，而不同的覆被类型生态服务价值不同，生态系统服务供给模式的改变，整体上影响区域生态服务价值总量；其次，土地利用方式会改变生物生境和资源的

表 4 大别山区生态服务价值空间分异驱动因子的交互探测结果

Tab. 4 The result of interaction detector for the spatial differentiation of ESV in Dabie Mountain area

$X_i \cap X_j$	$q(X_i)$	$q(X_j)$	$q(X_i \cap X_j)$	交互类型	$X_i \cap X_j$	$q(X_i)$	$q(X_j)$	$q(X_i \cap X_j)$	交互类型
$X_2 \cap X_{13}$	0.3909	0.1665	0.6212	非线性增强	$X_8 \cap X_{15}$	0.3895	0.1807	0.5157	双因子增强
$X_9 \cap X_2$	0.3909	0.2490	0.6005	双因子增强	$X_8 \cap X_7$	0.3895	0.0482	0.5026	非线性增强
$X_9 \cap X_6$	0.3909	0.0615	0.5946	非线性增强	$X_{10} \cap X_{13}$	0.3953	0.1665	0.5976	非线性增强
$X_9 \cap X_5$	0.3909	0.1844	0.5481	双因子增强	$X_{10} \cap X_{10}$	0.3953	0.0654	0.5614	非线性增强
$X_9 \cap X_{10}$	0.3909	0.0654	0.5460	非线性增强	$X_{10} \cap X_6$	0.3953	0.0615	0.5417	非线性增强
$X_9 \cap X_4$	0.3909	0.1465	0.5368	双因子增强	$X_{10} \cap X_4$	0.3953	0.1465	0.5389	双因子增强
$X_9 \cap X_3$	0.3909	0.1512	0.5194	双因子增强	$X_{10} \cap X_2$	0.3953	0.2490	0.5372	双因子增强
$X_9 \cap X_{15}$	0.3909	0.1807	0.5034	双因子增强	$X_{10} \cap X_3$	0.3953	0.1844	0.5331	双因子增强
$X_8 \cap X_{13}$	0.3895	0.1665	0.5905	非线性增强	$X_{10} \cap X_3$	0.3953	0.1512	0.5088	双因子增强
$X_8 \cap X_2$	0.3895	0.2490	0.5701	双因子增强	$X_{10} \cap X_{11}$	0.3953	0.1672	0.5008	双因子增强
$X_8 \cap X_{10}$	0.3895	0.0654	0.5538	非线性增强	$X_1 \cap X_9$	0.2965	0.3909	0.6133	双因子增强
$X_8 \cap X_3$	0.3895	0.1512	0.5327	双因子增强	$X_1 \cap X_{11}$	0.2965	0.1672	0.5551	非线性增强
$X_8 \cap X_5$	0.3895	0.1844	0.5330	双因子增强	$X_1 \cap X_{16}$	0.2965	0.3953	0.5514	双因子增强
$X_8 \cap X_6$	0.3895	0.0615	0.5242	非线性增强	$X_1 \cap X_8$	0.2965	0.3895	0.5334	双因子增强
$X_8 \cap X_4$	0.3895	0.1465	0.5168	双因子增强	$X_1 \cap X_{14}$	0.2965	0.0701	0.5012	非线性增强

注: 表中地理探测驱动因子 $X_1 \sim X_{16}$ 分别为自然、人文经济、景观指数等因子; 自然因子中, X_1 为高程、 X_2 为坡度、 X_3 为降雨、 X_4 为积温、 X_5 为土壤侵蚀、 X_6 为 NDVI、 X_7 为 NPP; 人文社会经济因子中, X_8 为人为影响综合指数、 X_9 为土地利用程度、 X_{10} 为道路密度、 X_{11} 为地均 GDP、 X_{12} 为人口密度; 景观格局因子中, X_{13} 为平均斑块形状指数、 X_{14} 为香农多样性指数、 X_{15} 为景观破碎度指数、 X_{16} 为生态用地面积占比。

时空分布, 对生态系统的过程和功能产生一定影响^[37]。在生态过程机制上, 生态过程变化和系统恢复能力受到外部胁迫方式的影响和外部干扰强度、频率的制约。因此, 生态系统功能损益受自然因素和人为干扰综合影响, 中短期时间尺度上, 人为干扰对生态系统的影响更为明显。

自然因子中的高程、坡度等地形因子和气象因子对植物生态群落结构、分布、生长和演替等具有重要影响。其中, 高程差异影响植被分布、人类活动范围和强度, 坡度通过形成局部地区异质环境而影响生态系统结构和功能; 气温、降雨等气象因子影响物种空间格局和生态群落的生长发育, 从而作用于生态系统服务功能^[45-47]。

综合来看, 生态组分比例、景观格局、土地利用干扰、地形和气候变化等是生态系统功能变化的重要驱动力。本文对生态服务价值的地理探测结果也佐证了生态系统服务功能相关研究的结论。因此, 生态系统服务价值的空间分异形成机制受到多因子的耦合作用, 量化的地理探测结果较为理想。

(2) 认识大别山区生态服务价值空间分异的形成机制为确立生态系统功能调控、因地制宜地引导大别山区生态保护与经济协调发展提供参考依据。地理探测结果表明, 人为干扰因子和自然因子、景观格局指数的交互协同作用大大增强了对生态服务价值空间分异影响的解释力。在生态服务功能管控实践中, 应因地制宜采取综合措施, 减少人为干扰、优化区域景观结构和格局共同作用下的模式与策略。如在海拔较高的山地区, 应减少强烈的人类土地开发等社会经济活动, 尽量发展生态经济, 优化区域景观结构, 提高生态安全水平, 降低高程因子与人为干扰双因子驱动作用下的生态系统功能弱化的风险; 而人类经济活动的热点区, 应通过景观格局优化来增强生态系统服务功能, 避免人为干扰因子和景观格局指数因子交互作用下加剧区域生态系统功能受损, 导致生态服务价值下降。

自然生态系统是由资源、生态、经济和社会等环境要素组成的一种具有多稳态机制、自适应非线性开放系统^[7]。因此,土地生态系统功能优化调控应具有多维度。基于多尺度的数据探索及多因子的地理探测结果,对于生态系统功能在空间上的精准调控实践具有较好的指向性,可为不同区域采取差异化、多元化的生态系统结构和功能调控提供一定的理论依据。本文基于研究结果,从人地关系理论和景观生态学视角提出大别山区生态系统服务功能“一个框架、两种途径和三类模式”的调控启示与思路。大别山区可基于乡镇行政单元尺度,在“协同区域经济发展、生态环境保护与精准扶贫攻坚”框架下,通过“转变土地利用方式,提高土地生态系统服务功能”和“调整土地利用结构,优化生态景观资源配置”两种途径,采取“精准化、差异化和多元化”调控模式进行生态系统结构和功能优化。

4 结论与讨论

4.1 结论

本文系统分析了大别山区 1970-2015 年来的生态服务价值时空演变规律,在 4 种尺度类型 9 级尺度水平上开展生态服务价值对尺度变化的响应特征,并基于地理探测器揭示大别山区生态服务价值空间分异机制,得到如下结论:

(1) 1970-2015 年,大别山区生态服务价值变化整体呈波动式的增长,但近年来减少 3.95 亿元,下降趋势较明显。大别山核心区域的生态服务价值在 50 年期间呈持续下降趋势应引起关注。大别山区生态服务价值下降热点区主要分布在大别山区的边界处(湖北省境内)及核心区东北部(安徽省境内)。

(2) 生态服务价值尺度响应特征分析表明,乡镇尺度类型是大别山区生态服务价值空间分布的变异特征尺度。作为多省行政单元交叉地带的大别山区,在实践中以行政单元尺度上进行生态功能管控较流域尺度更易操作实现。另外,相对于县域单元,小尺度上的乡镇单元 *ESV* 评估结果能为高一级行政单元提供可靠的数据支持。因此,乡镇行政单元可作为大别山区生态服务价值评价研究和生态系统功能优化较为合适的尺度水平。

(3) 本文选择的 16 个影响因子对大别山区生态服务价值空间分异特征的解释力不同。其中,生态用地占比和人为干扰因素是大别山区 *ESV* 空间分异的主要原因;自然因素是 *ESV* 空间分异的次要影响因素。因子交互探测表明,自然因子和人为干扰因子、景观格局指数的协同交互作用叠加会大大增强对生态服务价值空间分异的解释力。研究结果可为大别山区生态系统功能的精准化、多元化和差异化的调控模式选择提供一定的思路。

4.2 讨论

生态系统服务价值是衡量区域可持续发展的重要指标,生态系统功能的驱动机制认识是生态服务价值理性管理、生态系统功能调节及优化正确决策的前提。本文采用当量因子法进行大别山区生态服务价值测算,而随着生态系统服务对于人类福祉影响研究的日益加强,人类从过去对经济效益的强烈追求转变为实现多种生态系统服务人类福祉最大化,生态系统服务评估也应由静态货币化价值衡量向多目标综合评估方向发展^[48]。其次,生态服务价值具有多样性、时空不均衡性,不同尺度下的利益群体对同类服务具有不同的选择结果,因此有必要加强时空尺度转变与生态系统服务权衡关系机制研究^[49-50],以及厘清各种服务功能产生的机理、建立完善的各类生态服务价值度量的分类体系^[16, 18]。另外,由于人与环境系统的复杂性和异质性而导致的价值泛化和转移的误差等问题,以

及基于经验关系的生态服务价值货币化测算中存在的可靠性、有效性和不确定性仍有待解决^[13, 34, 51]。

地理探测器应用于生态服务价值空间分异探测的结果较好的展示了空间分异的主导因子及因子交互特点, 并揭示了生态服务价值空间分异的形成机制。但自变量因子数据的精度、离散化的标准等对因变量的影响需加强分析, 以提高该方法应用的可靠性和准确性。另外, 本文中关于生态服务价值空间分异的人文因子, 包括政策性因素等由于数据获取和定量化具有一定的难度, 因此在本研究中并未过多考虑, 但在实际应用中, 不同区域经济调控、区划调整、生态补偿、监督考核等相关政策的差异及变迁对于土地生态系统功能的影响是非线性的, 甚至是巨大的。尤其对于横跨鄂豫皖三省的大别山区, 如何整合省际政策差异等因素进行系统分析, 并提出针对性的生态补偿、功能优化措施等值得进一步探讨。生态系统服务作为耦合自然过程与社会过程的桥梁与纽带^[52], 加强大别山区的生态系统服务研究可为区域生态系统优化和生态安全建设提供重要理论依据, 进一步探索大别山区生态系统服务与居民福祉耦合互馈机制研究, 是该区域生态保护与居民福祉协同发展的重要途径。

参考文献(References)

- [1] Ouyang Zhiyun, Wang Xiaoke, Miao Hong. A primary study on Chinese terrestrial ecosystem services and their ecological-economic values. *Acta Ecologica Sinica*, 1999, 19(5): 607-613. [欧阳志云, 王效科, 苗鸿. 中国陆地生态系统服务功能及其生态经济价值的初步研究. *生态学报*, 1999, 19(5): 607-613.]
- [2] Daily G C. *Nature's Service: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Washington D C: Island Press, 1997: 49-70.
- [3] Zheng Hua, Ouyang Zhiyun, Zhao Tongqian, et al. The impact of human activities on ecosystem services. *Journal of Natural Resources*, 2003, 18(1): 118-126. [郑华, 欧阳志云, 赵同谦, 等. 人类活动对生态系统服务功能的影响. *自然资源学报*, 2003, 18(1): 118-126.]
- [4] Venter O, Sanderson E W, Magrath A, et al. Sixteen years of change in the global terrestrial human footprint and implications for biodiversity conservation. *Nature Communications*, 2016, 7: 12558.
- [5] Guerry A D, Polasky S, Lubchenco J, et al. Natural capital and ecosystem services informing decisions: From promise to practice. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2015, 112(24): 7348-7355.
- [6] Li Shuangcheng, Wang Jue, Zhu Wenbo, et al. Research framework of ecosystem services geography from spatial and regional perspectives. *Acta Geographica Sinica*, 2014, 69(11): 1628-1639. [李双成, 王珏, 朱文博, 等. 基于空间与区域视角的生态系统服务地理学框架. *地理学报*, 2014, 69(11): 1628-1639.]
- [7] Mao Hanying. Theories and methods of optimal control of human-earth system. *Acta Geographica Sinica*, 2018, 73(4): 608-619. [毛汉英. 人地系统优化调控的理论方法研究. *地理学报*, 2018, 73(4): 608-619.]
- [8] Costanza R, Arge R, De Groot R, et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 1997, 387: 253-260.
- [9] Costanza R, De Groot R, Sutton P, et al. Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*, 2014, 26: 152-158.
- [10] Ouyang Zhiyun, Wang Rusong, Zhao Jingzhu. Ecosystem services and their economic valuation. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 1999, 10(5): 635-640. [欧阳志云, 王如松, 赵景柱. 生态系统服务功能及其生态经济价值评价. *应用生态学报*, 1999, 10(5): 635-640.]
- [11] Xie Gaodi, Lu Chuanxia, Leng Yunfa, et al. Ecological assets valuation of the Tibetan Plateau. *Journal of Natural Resources*, 2003, 18(2): 189-196. [谢高地, 鲁春霞, 冷允法, 等. 青藏高原生态资产的价值评估. *自然资源学报*, 2003, 18(2): 189-196.]
- [12] Guan Qingchun, Hao Jinmin, Shi Xuejie, et al. Study on the changes of ecological land and ecosystem service value in China. *Journal of Natural Resources*, 2018, 33(2): 195-207. [管青春, 郝晋珉, 石雪洁, 等. 中国生态用地及生态系统服务价值变化研究. *自然资源学报*, 2018, 33(2): 195-207.]
- [13] Richardson L, Loomis J, Kroeger T, et al. The role of benefit transfer in ecosystem service valuation. *Ecological Economics*, 2015, 115: 51-58.

- [14] Xie Gaodi, Zhang Caixia, Zhang Changshun, et al. The value of ecosystem services in China. *Resources Science*, 2015, 37(9): 1740-1746. [谢高地, 张彩霞, 张昌顺, 等. 中国生态系统服务的价值. *资源科学*, 2015, 37(9): 1740-1746.]
- [15] Ouyang Z Y, Zheng H, Xiao Y, et al. Improvements in ecosystem services from investments in natural capital. *Science*, 2016, 352(6292): 1455-1459.
- [16] Liu Gengyuan, Yang Qing. Non-monetary accounting on ecosystem services valuation: Theory and methodology. *Chinese Journal of Environmental Management*, 2018, 10(4): 10-20. [刘耕源, 杨青. 生态系统服务价值非货币量核算: 理论框架与方法学. *中国环境管理*, 2018, 10(4): 10-20.]
- [17] Feng Q, Zhao W W, Fu B J, et al. Ecosystem service trade-offs and their influencing factors: A case study in the Loess Plateau of China. *Science of the Total Environment*, 2017, 607-608: 1250-1263.
- [18] Yang Q, Liu G Y, Casazza M, et al. Development of a new framework for non-monetary accounting on ecosystem services valuation. *Ecosystem Services*, 2018, 34: 37-54.
- [19] Baustert P, Othoniel B, Rugani B, et al. Uncertainty analysis in integrated environmental models for ecosystem service assessments: Frameworks, challenges and gaps. *Ecosystem Services*, 2018, 33: 110-123.
- [20] Lyu Yihe, Fu Bojie. Ecological scale and scaling. *Acta Ecologica Sinica*, 2001, 21(12): 2096-2105. [吕一河, 傅伯杰. 生态学中的尺度及尺度转换方法. *生态学报*, 2001, 21(12): 2096-2105.]
- [21] Zhang Hongfeng, Ouyang Zhiyun, Zheng Hua. Spatial scale characteristics of ecosystem services. *Chinese Journal of Ecology*, 2007, 26(9): 1432-1437. [张宏锋, 欧阳志云, 郑华. 生态系统服务功能的空间尺度特征. *生态学杂志*, 2007, 26(9): 1432-1437.]
- [22] Fu Bojie, Zhou Guoyi, Bai Yongfei, et al. The main terrestrial ecosystem services and ecological security in China. *Advances in Earth Science*, 2009, 24(6): 571-576. [傅伯杰, 周国逸, 白永飞, 等. 中国主要陆地生态系统服务功能与生态安全. *地球科学进展*, 2009, 24(6): 571-576.]
- [23] Zhang Mingyang, Wang Kelin, Liu Huiyu, et al. The response of ecosystem service values to ambient environment and its spatial scales in typical karst areas of northwest Guangxi, China. *Acta Ecologica Sinica*, 2011, 31(14): 3947-3955. [张明阳, 王克林, 刘会玉, 等. 桂西北典型喀斯特区生态服务价值的环境响应及其空间尺度特征. *生态学报*, 2011, 31(14): 3947-3955.]
- [24] Sven-Erik R, Thomas K, Stefan M, et al. National ecosystem services mapping at multiple scales: The German exemplar. *Ecological Indicators*, 2016, 70: 357-372.
- [25] Hou Y, Li B, Müller F, et al. A conservation decision-making framework based on ecosystem service hotspot and interaction analyses on multiple scales. *Science of The Total Environment*, 2018, 643: 277-291.
- [26] Wang J F, Li X H, Christakos G, et al. Geographical detectors-based health risk assessment and its application in the neural tube defects study of the Heshun Region, China. *International Journal of Geographical Information Science*, 2010, 24(1): 107-127.
- [27] Wang J F, Hu Y. Environmental health risk detection with GeogDetector. *Environmental Modelling & Software*, 2012, 33: 114-115.
- [28] Wang Jinfeng, Xu Chengdong. Geodetector: Principle and prospective. *Acta Geographica Sinica*, 2017, 72(1): 116-134. [王劲峰, 徐成东. 地理探测器: 原理与展望. *地理学报*, 2017, 72(1): 116-134.]
- [29] Liu Yansui, Li Jintao. Geographic detection and optimizing decision of the differentiation mechanism of rural poverty in China. *Acta Geographica Sinica*, 2017, 72(1): 161-173. [刘彦随, 李进涛. 中国县域农村贫困化分异机制的地理探测与优化决策. *地理学报*, 2017, 72(1): 161-173.]
- [30] Zhang Xiaoling, Zhou Jiebin. Current situation, problems and suggestions of ecological compensation in Dabie Mountain area of Anhui province. *Zhi Huai*, 2016(12): 47-49. [张晓玲, 周结斌. 安徽省大别山区生态补偿现状、问题和建议. *治淮*, 2016(12): 47-49.]
- [31] Huang Muiyi, Yue Wenzhe, Feng Shaoru, et al. Analysis of spatial heterogeneity of ecological security based on MCR model and ecological pattern optimization in the Yuexi county of the Dabie Mountain Area. *Journal of Natural Resources*, 2019, 34(4): 771-784. [黄木易, 岳文泽, 冯少茹, 等. 基于MCR模型的大别山核心区生态安全格局异质性及优化. *自然资源学报*, 2019, 34(4): 771-784.]
- [32] Zhuang Dafang, Liu Jiyan. Study on the model of regional differentiation of land use degree in China. *Journal of Natural Resources*, 1997, 12(2): 10-16. [庄大方, 刘纪远. 中国土地利用程度的区域分异模型研究. *自然资源学报*, 1997, 12(2): 10-16.]
- [33] Yan Enping, Lin Hui, Wang Guangxing, et al. Analysis of evolution and driving force of ecosystem service values in the Three Gorges Reservoir region during 1990-2011. *Acta Ecologica Sinica*, 2014, 34(20): 5962-5973. [严恩萍, 林辉, 王广兴, 等. 1990-2011年三峡库区生态系统服务价值演变及驱动力. *生态学报*, 2014, 34(20): 5962-5973.]

- [34] Song W, Deng X Z. Land use/land cover change and ecosystem service provision in China. *Science of the Total Environment*, 2017, 576: 705-719.
- [35] Wang Y H, Dai E F, Yin L, et al. Land use/land cover change and the effects on ecosystem services in the Hengduan Mountain region, China. *Ecosystem Services*, 2018, 34: 55-67.
- [36] Xie Gaodi, Zhen Lin, Lu Chunxia, et al. Supply, consumption and valuation of ecosystem services in China. *Resources Science*, 2008, 30(1): 93-99. [谢高地, 甄霖, 鲁春霞, 等. 生态系统服务的供给、消费和价值化. *资源科学*, 2008, 30(1): 93-99.]
- [37] Wang Jun, Dun Yaolong. A review on the effects of land use change on ecosystem services. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2015, 24(5): 798-808. [王军, 顿耀龙. 土地利用变化对生态系统服务的影响研究综述. *长江流域资源与环境*, 2015, 24(5): 798-808.]
- [38] Yue Shuping, Zhang Shuwen, Yan Yechao. Impacts of land use change on ecosystem services value in the Northeast China Transect (NECT). *Acta Geographica Sinica*, 2007, 62(8): 879-886. [岳书平, 张树文, 闫业超. 东北样带土地利用变化对生态服务价值的影响. *地理学报*, 2007, 62(8): 879-886.]
- [39] Liu Y L, Zhang Y, Zhang Y, et al. Conflicts between three land management red lines in Wuhan City: Spatial patterns and driving factors. *Progress in Geography*, 2018, 37(12): 1672-1681. [刘耀林, 张扬, 张琰, 等. 特大城市“三线冲突”空间格局及影响因素. *地理科学进展*, 2018, 37(12): 1672-1681.]
- [40] Getis A, Ord J K. The analysis of spatial association by use of distance statistics. *Geographical Analysis*, 1992, 24(3): 189-206.
- [41] De Groot R S, Alkemade R, Braat L, et al. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity*, 2010, 7(3): 260-272.
- [42] Hao R F, Yu D Y, Liu Y P, et al. Impacts of changes in climate and landscape pattern on ecosystem services. *The Science of the Total Environment*, 2017, 579: 718-728.
- [43] Hu Hebing, Liu Hongyu, Hao Jingfeng, et al. Spatio-temporal variation in the value of ecosystem services and its response to land use intensity in an urbanized watershed. *Acta Ecologica Sinica*, 2013, 33(8): 2565-2576. [胡和兵, 刘红玉, 郝敬锋. 城市化流域生态系统服务价值时空分异特征及其对土地利用程度的响应. *生态学报*, 2013, 33(8): 2565-2576.]
- [44] Kaenchan P, Guinée J, Gheewala S H. Assessment of ecosystem productivity damage due to land use. *The Science of the Total Environment*, 2018, 621: 1320-1329.
- [45] Zhang Mingyang, Wang Kelin, Liu Huiyu, et al. Spatio-temporal variation of karst ecosystem service value and its correlation with ambient environmental factors. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2010, 18(1): 189-197. [张明阳, 王克林, 刘会玉, 等. 喀斯特生态系统服务价值时空分异及其与环境因子的关系. *中国生态农业学报*, 2010, 18(1): 189-197.]
- [46] Liu Liangmeizi, Zhan Chesheng, Hu Shi, et al. Vegetation change and its topographic effects in the karst mountainous areas of Guizhou and Guangxi. *Geographical Research*, 2018, 37(12): 2433-2446. [刘梁美子, 占车生, 胡实, 等. 黔桂喀斯特山区植被变化及其地形效应. *地理研究*, 2018, 37(12): 2433-2446.]
- [47] Yang Suohua, Hu Shougeng, Qu Shijin. Terrain gradient effect of ecosystem service value in middle reach of Yangtze River, China. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2018, 29(3): 976-986. [杨锁华, 胡守庚, 瞿诗进. 长江中游地区生态系统服务价值的地形梯度效应. *应用生态学报*, 2018, 29(3): 976-986.]
- [48] Posthumus H, Rouquette J R, Morris J, et al. A framework for the assessment of ecosystem goods and services: A case study on lowland floodplains in England. *Ecological Economics*, 2010, 69(7): 1510-1523.
- [49] Peng Jian, Hu Xiaoxu, Zhao Mingyue, et al. Research progress on ecosystem service trade-offs: From cognition to decision-making. *Acta Geographica Sinica*, 2017, 72(6): 960-973. [彭建, 胡晓旭, 赵明月, 等. 生态系统服务权衡研究进展: 从认知到决策. *地理学报*, 2017, 72(6): 960-973.]
- [50] Qian Caiyun, Gong Jie, Zhang Jinxi, et al. Change and tradeoffs-synergies analysis on watershed ecosystem services: A case study of Bailongjiang Watershed, Gansu. *Acta Geographica Sinica*, 2018, 73(5): 868-879. [钱彩云, 巩杰, 张金茜, 等. 甘肃白龙江流域生态系统服务变化及权衡与协同关系. *地理学报*, 2018, 73(5): 868-879.]
- [51] Wong C P, Jiang B, Kinzig A P, et al. Linking ecosystem characteristics to final ecosystem services for public policy. *Ecology Letters*, 2015, 18(1): 108-118.
- [52] Zhao Wenwu, Liu Yue, Feng Qiang, et al. Ecosystem services for coupled human and environment systems. *Progress in Geography*, 2018, 37(1): 139-151. [赵文武, 刘月, 冯强, 等. 人地系统耦合框架下的生态系统服务. *地理科学进展*, 2018, 37(1): 139-151.]

Scale response characteristics and geographic exploration mechanism of spatial differentiation of ecosystem service values in Dabie Mountain area, central China from 1970 to 2015

HUANG Muiyi¹, YUE Wenzhe², FANG Bin³, FENG Shaoru¹

(1. School of Environment and Energy Engineering, Anhui Jianzhu University, Hefei 230601, China; 2. Department of Land Management, Zhejiang University, Hangzhou 310058, China; 3. School of Geography, Nanjing Normal University, Nanjing 210023, China)

Abstract: Ecosystem services play an important role in regional ecological balance, ecosystem health, land and ecological security, and global climate change. The response characteristics of scale and the spatial differentiation mechanism of the ecological service value are worth discussing. Taking the Dabie Mountain area located in central China as the research object, based on the data of land use classification, this paper applied the methods of spatial statistics, hot spot analysis and geographical detector to examine the dynamic evolution characteristics, scale effect and spatial differentiation mechanism of the ecological service value of Dabie Mountain area from 1970 to 2015. The results show that over the 50 years, the overall value of ecological services in the Dabie Mountain area increased by 951 million yuan, while in recent years it decreased by 395 million yuan, accounting for 41.54% of the total value added. Scale is helpful for understanding the pattern and process of ecosystem. To strengthen the study of scale characteristics in the evaluation of ecosystem service function can improve the objectivity, credibility and practicability of the evaluation results. Therefore, in this paper, we made a comparative analysis through the scale of four types, which includes 9-level amplitude. The results show that the unit scale of township is the characteristic scale of the spatial differentiation of ecological service value in Dabie Mountain area, and the spatial difference information of the ecological service value at the township unit scale is rich, and the type of township unit scale is a more appropriate research scale level in the study area. To strengthen the geographical exploration of the spatial differentiation of ecosystem service value will be helpful to carry out regional ecological planning and ecosystem regulation. In this study, we analyzed the spatial differentiation mechanism of ecosystem service value in Dabie Mountain area by using the geographical detector. The results show that the explanatory power q value of the ecological land use proportion, land use degree and human influence composite index among the 16 influencing factors contributing to the spatial differentiation of ecological service value is nearly 40%, which is the main reason for the spatial differentiation. Elevation and slope factor q value is nearly 30%, which is a secondary factor. There are mainly three categories and 30 types of interaction combinations with an interactive detection q value of more than 50%. The interaction and synergistic effects of natural factors, human disturbance factors and landscape pattern factors enhance the explanatory power of spatial differentiation of ecological service value. Our work may provide a theoretical basis for the precise and diversified regulation of ecosystem functions in Dabie Mountain area.

Keywords: ecosystem service value; scale response; spatial differentiation; geographic exploration mechanism; Dabie Mountain area