

DOI: 10.5846/stxb202203310817

李倩雯, 靳甜甜, 蒋爱萍, 彭期冬, 林俊强, 张迪. 道路建设对西南地区景观格局的影响. 生态学报, 2023, 43(6): 2310-2322.

Li Q W, Jin T T, Jiang A P, Peng Q D, Lin J Q, Zhang D. Effects of road construction on landscape pattern in Southwest China. Acta Ecologica Sinica, 2023, 43(6): 2310-2322.

道路建设对西南地区景观格局的影响

李倩雯, 靳甜甜*, 蒋爱萍, 彭期冬, 林俊强, 张迪

中国水利水电科学研究院, 北京 100038

摘要:为揭示西南地区道路建设对景观格局的影响,基于 2015 年土地覆被和道路数据,计算了研究区道路核密度与景观指数,在此基础上分析了道路建设的直接、间接和综合影响,探讨了影响的空间异质性和对不同土地覆被影响的特点,指出了各景观指数的适用性。结果表明:(1)道路建设使斑块密度增加,斑块离散化加剧,发生明显的破碎化趋势,同时道路核密度与 PD、SHDI、SPLIT 变化百分比呈显著正相关,与 COHESION、CONTAG、PAFRAC 呈显著负相关;(2)道路建设对景观指数的影响程度由大到小依次表现在:破碎化、斑块空间分布形态、聚集连通性,其中 PD 能很好的表征道路建设对景观破碎化的作用程度,SPLIT 在识别破碎化程度高的区域更具优势;(3)不同景观指数具有不同适用性,PAFRAC 适用于道路不发达区域,CONTAG 适用于道路分布异质性较高的区域,DIVISION 适用于人类活动强度不大的区域,COHESION、SPLIT 适用于探究道路及伴随的人类活动共同作用的区域,PD、SHDI 在探究道路的直接作用时适用性广泛;(4)探究不同土地覆被类型受道路建设的影响,林地优先选取 PD、DIVISION;草地优先选取 DIVISION、SPLIT;农田优先选取 PD、PAFRAC、COHESION、SPLIT、DIVISION;湿地优先选取 PAFRAC、COHESION、SPLIT;人工表面优先选择 PD、PAFRAC、COHESION;其他优先选择 DIVISION、SPLIT、COHESION。探究道路建设对西南地区景观格局的影响对于了解西南地区景观格局变化、指导该区域生态环境保护具有重要现实意义。

关键词:道路建设;景观格局;道路核密度;景观指数;西南地区

Effects of road construction on landscape pattern in Southwest China

LI Qianwen, JIN Tiantian*, JIANG Aiping, PENG Qidong, LIN Junqiang, ZHANG Di

Institute of Water Resources and Hydropower Research, Beijing 100038, China

Abstract: To reveal the impact of road construction on landscape patterns in Southwest China, the kernel density and landscape index of roads were calculated based on land cover and road data in 2015. On this basis, the direct, indirect and comprehensive impacts of road construction were analysed, the spatial heterogeneity and characteristics of the impacts on different land cover types were discussed, and the applicability of each landscape index was pointed out. The results showed that (1) the road construction increased patch density and intensified patch discretization, leading to an obvious fragmentation trend. The road kernel density index (KD) was positively correlated with the patch density index (PD), Shannon's diversity index (SHDI), and splitting index (SPLIT) and was negatively correlated with the patch cohesion index (COHESION), contagion index (CONTAG), landscape division index (DIVISION), and perimeter-area fractal dimension index (PAFRAC). (2) The impact of road construction on the landscape index was mostly due to fragmentation, followed by the patch spatial distribution form and aggregation connectivity. The PD could well represent the degree of road construction effect on landscape fragmentation. SPLIT was more advantageous for identifying areas with a high degree of fragmentation. (3) The different landscape indices had different applications. PAFRAC was suitable for the underdeveloped regions of roads. CONTAG was suitable for regions with a highly heterogeneous road distribution. DIVISION was suitable for

基金项目:国家自然科学基金基础科学中心项目(72088101);国家重点研发计划(2016YFC0502103);中国华能集团有限公司总部科技项目(HNKJ20-H26)

收稿日期:2022-03-31; **网络出版日期:**2022-11-03

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: jtt_05@163.com

regions with a low intensity of human activities. COHESION and SPLIT were suitable for exploring regions where roads and accompanying human activities interacted together, and PD and SHDI were widely applicable for exploring roads directly. (4) For exploring the effects of road construction on different land cover types, the PD and DIVISION indices were preferable for forests; DIVISION and SPLIT for grasslands; PD, PAFRAC, COHESION, SPLIT and DIVISION for farmlands; PAFRAC, COHESION and SPLIT for wetlands; PD, PAFRAC, and COHESION for construction lands; and DIVISION, SPLIT and COHESION for other land cover types. Exploring the effects of road construction on landscape patterns is of great practical significance for understanding landscape pattern changes and guiding environmental protection in Southwest China.

Key Words: road construction; landscape pattern; kernel density; landscape index; Southwest China

景观格局是大小、形状、属性不一的景观单元(斑块)在空间上的分布与组合规律,是自然和人为共同作用下景观异质性的表现,与生态系统功能密切相关,是生态系统结构与过程的重要表达方式^[1]。斑块是描述景观格局的基础单元,目前常用景观指数来描述斑块特征及空间配置,进而反映景观格局变化^[2]。不同尺度下影响景观格局的因素可分为自然因素和人为因素,自然因素主要有高程、坡度^[3]、温度、降水^[4],人为因素主要有入口增长、社会经济活动、城市化活动和相关政策等^[5]。作为人类活动对自然生态系统干扰的主要形式,道路建设增加了其他类型人类活动对自然生态系统影响的范围和程度。相比于直接影响,道路建设带来的间接影响亦不容忽视,道路建设容易加剧缓冲区内景观破碎化,使景观稳定性降低,生态景观风险增加。目前,通常以线、密度、缓冲区或道路干扰指数来代表道路影响域和干扰强度^[6-8],表现特点为道路等线性工程有一定影响域且干扰强度随距离增加不断衰减,道路建设对景观格局的影响主要侧重于单一道路或路网,景观指数的适用情形研究多集中在空间尺度(粒度)^[9],而不同景观指数的适用研究也应该是一个重要方向。我国西南地区正处在高速城镇化发展阶段,各种人类干扰下景观格局变化强烈,景观破碎化加剧^[10-11]。道路建设在对自然生态系统产生直接影响的同时,也是其他人类活动的重要媒介,各种人类活动在道路两侧不断被引入和叠加,损害生态系统完整性,导致生境的退化、破碎化、边缘化,改变连通性^[12]。道路核密度(Kernel Density, KD)引入搜索半径代表道路影响域, KD 函数代表随距离增加干扰强度的衰减模式,能更客观地反映道路建设的影响,并可反映不同道路建设的叠加效应^[13-16]。本文以我国西南地区为研究对象,基于道路核密度和景观指数,分析道路建设对西南地区景观格局的影响,提出了不同景观指数的适用情景,进而为规划区域道路建设以及可持续发展提供参考,也为景观设计及其动态研究提供基础信息。

1 研究区与研究方法

1.1 研究区概况

西南地区是中国七大地理分区之一,包括四川、贵州、云南、重庆、西藏、广西六个省市自治区以及青海部分县市,总面积 217.8 万 km²,是我国重要的生态屏障和生态脆弱区^[17](图 1)。该区域地形以高原、山地、丘陵为主^[18],分布有长江、珠江、雅鲁藏布江、澜沧江、怒江等重要水系。受地形影响气候类型包含海洋气候、高原季风气候、亚热带高原季风湿润气候和高原气候。区内降水主要集中在夏季,空间异质性较大且变化复杂^[19]。复杂的地形和气候促成了西南地区独特而丰富的生物多样性,使其成为我国生物多样性保护的关键区域^[20]。西南地区受海拔限制现有道路多集中在东南部,西北部道路稀疏,其中四川盆地是该地区人口最稠密、交通最便捷、经济最发达的区域。

1.2 研究方法

1.2.1 数据来源

本文中涉及数据包括 2015 年西南地区 30 m 空间分辨率的土地覆被数据集(ChinaCover)来源于中国科学院资源环境科学数据中心(<https://www.resdc.cn/>)。还涉及西南地区路网分布数据,数据来源于中国

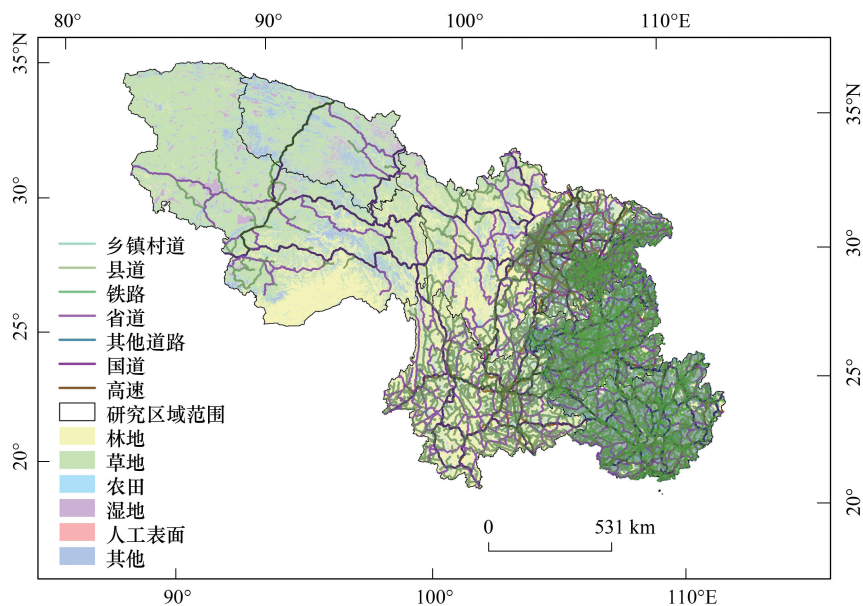


图1 研究区位置示意图

Fig.1 Location of study area

2016 年电子地图,比例尺 1:100 万。

1.2.2 研究方法

西南地区土地覆被数据集虽然包含道路,但是用于生成土地覆被的遥感影像分辨率仅为 30 m,而道路最大宽度在 10 m 左右,因此大部分道路不能被识别,无法提取道路信息,无法体现道路对景观格局的影响。本研究将土地覆被数据与道路数据进行叠加,叠加前属于未添加道路的原始影像,景观指数计算工具无法识别道路,无法展示线性道路对斑块切割,仅能展示道路带来的人类活动对景观格局的影响,叠加道路后即添加道路后的处理影像,线性道路将原有斑块切割,且能被景观指数计算工具识别,进而改变景观指数大小,凸显了在原有道路带来的人类活动基础上增加了道路本身对景观格局的影响,添加道路前后是为应对道路切割作用无法被识别采取的影像处理的两种情形,均符合实际道路建设。为反映景观指数的空间变异,将研究区土地覆被数据集切割成 139 个 150 km×150 km 的网格单元,分别计算添加道路前后两种情况下的景观指数,进而分析道路建设对景观格局的影响。

景观格局指数是景观格局信息的高度浓缩,是反映其结构组成和空间配置某些方面特征的定量指标,用于量化不同路网布局形式下景观格局的变化及特征,是识别路网作用景观机制、分析其生态效应的重要途径^[21]。研究中选取的景观指数包括斑块指标、形状指标、聚集度指标、连接度指标、多样性指标等五种类型^[21-26],如表 1 所示。考虑到西南地区地形起伏较大,相对于常用的二维景观指数,三维景观指数更能准确反映景观格局的变化。本文选择的指数中 PAFRAC、DIVISION、SPLIT、SHDI、LPI 六个景观指数二维计算结果与三维计算结果差异不显著,CONTAG 指数二维计算结果与三维计算结果一致^[27-33]。如表 1 所示,上述景观指数采用面积和周长的对数或者比值计算得出,这种计算方法缩小了斑块表面积与平面面积、表面周长与平面周长的差异,因此二维计算结果与三维计算结果差异不显著,本文仅对 PD 进行三维处理。

景观层面 N 是景观内总斑块数,类型层面 N 是该类型下总斑块数,单位是个; E 是所有斑块边界总长度,单位是 m;景观层面指数计算时 A 是景观总面积,类型层面指数计算时 A 是该类型下斑块总面积,单位是 m^2 ; i 是斑块的类型序号,类型层面景观指数计算时不需要考虑; j 是斑块类型内的斑块序号; a_{ij} 是斑块 ij 面积,单位是 m^2 ; $\max(a_{ij})$ 为所有斑块中最大斑块面积,单位是 m^2 ; β 为对所有斑块周长和面积的对数进行线性回归确定的直线方程的斜率; m 是景观中斑块类型总数,单位是个; n 是某一类型斑块下的斑块总数,单位是个; p_{ij}

是斑块 ij 的周长,单位是 m ; a 是常数; q_{ij} 是随机选择两个相邻斑块,其斑块类型为 i, j 的概率; g_{ii} 是斑块 i 的邻接斑块中类型同是 i 的斑块数量,单位个; $\max - g_{ii}$ 是与本斑块类型相同的邻接斑块数量理论最大值,单位是个; Z_i 是景观中 i 类型斑块没有发生聚集的比例; t_i 是斑块类型 i 的面积占景观总面积的比例。

表 1 所用景观指数含义及计算方法

Table 1 The meaning and calculation method of the landscape index used

指标类型 Index type	指标名称 Index name	指标描述 Index description	计算方法 Calculation method	单位 Unit
斑块指标 Patch index	斑块数量 (NP)	景观中斑块总数。取值范围: $NP \geq 1$, 无上限	$NP = N$	个数
	边缘密度 (ED)	景观中所有斑块边界长度 (m) 除以景观总面积 (m^2), 再乘以 10^6 (转换成 km^2)。取值范围: $ED \geq 0$, 无上限	$ED = \frac{E}{A} \times 10^4$	(m/hm^2)
	斑块密度 (PD)	每平方千米 (即 $100hm^2$) 上的斑块数, 取值范围: $PD \geq 1$, 无上限	$PD = \frac{N}{A} \times 10000 \times 100$	(个数/ $100hm^2$)
	最大斑块指数 (LPI)	景观中最大斑块面积 (m^2) 除以景观总面积 (m^2), 再乘以 100 (转换成百分比)。取值范围: $0 < LPI \leq 100$	$LPI = \frac{\max(a_{ij})}{A} \times 100$	%
形状指标 Shape index	周长面积分维数 ($PAFRAC$)	反映不同空间尺度性状的复杂性, 取值范围: $1 \leq PAFRAC \leq 2$, 1 表示为正方形, 值越大斑块形状越复杂	$PAFRAC = \frac{2}{\beta}; N \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n \ln a_{ij}$ $= a + \beta N \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n \ln p_{ij}$	无
	景观形状指数 (LSI)	景观中所有斑块边界的总长度 (m) 除以景观总面积 (m^2) 的平方根, 再乘以正方形校正常数。取值范围: $LSI \geq 1$, 无上限	$LSI = 0.25E / \sqrt{A}$	无
聚集度指标 Aggregation index	景观分离指数 ($DIVISION$)	表征各斑块分布的分离度, 值越大景观斑块越破碎, 取值范围 $0 \leq DIVISION < 1$	$DIVISION = 1 - \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n \left(\frac{a_{ij}}{A} \right)^2$	无
	蔓延度 ($CONTAG$)	度量同一类型斑块的聚集程度, 但其取值还受到类型总数及其均匀度的影响。取值范围: $0 < CONTAG \leq 100$	$CONTAG = \left[1 + \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^m q_{ij} \ln(q_{ij})}{2 \ln(m)} \right] \times 100$	%
	聚合度 (AI)	表征景观或某种类型斑块聚集程度, 取值范围: $0 \leq AI \leq 100$	$AI = \left[\sum_{i=1}^m \frac{g_{ij}}{\max - g_{ij}} Z_i \right] \times 100$	%
	分割指数 ($SPLIT$)	值越大景观破碎化程度越高, 取值范围: $1 \leq SPLIT \leq$ 斑块数 N	$SPLIT = \frac{A^2}{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n a_{ij}^2}$	无
连接度指标 Connectivity index	景观连接度指数 ($COHESION$)	度量斑块类型的自然连通度	$COHESION = \left[1 - \left(\frac{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n p_{ij}}{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n p_{ij} \sqrt{a_{ij}}} \right) \right] \times \left(1 - \frac{1}{\sqrt{N}} \right)^{-1} \times 100$	%
多样性指标 Diversity index	香农多样性指数 ($SHDI$)	每一斑块类型所占景观总面积的比例乘以其对数, 然后求和, 取负值。取值范围: $SHDI \geq 0$, 无上限	$SHDI = - \sum_{i=1}^m (t_i \ln t_i)$	无

NP : 斑块数量 Number of patches; ED : 边缘密度 Edge density; PD : 斑块密度 Patch density; LPI : 最大斑块指数 Largest patch index; $PAFRAC$: 周长面积分维数 Perimeter-area fractal dimension; LSI : 景观形状指数 Landscape shape index; $DIVISION$: 景观分离指数 Landscape division index; $CONTAG$: 蔓延度 Contagion; AI : 聚合度 Aggregation index; $SPLIT$: 分割指数 Splitting index; $COHESION$: 景观连接度指数 Patch cohesion index; $SHDI$: Shannon 多样性指数 Shannon' diversity index

KD 代表道路干扰强度,景观指数代表景观的格局状态, KD 与添加道路前景景观指数的相关性,很大程度上反映的是道路建设带来的人类活动与景观指数的关系; KD 与添加道路后景观指数的相关性侧重于反映道路建设和随之而来的人类活动对景观格局的影响;二者差值百分比更多地反映道路建设的直接影响。

考虑到景观指数种类繁多,很多指数在表现景观格局特征时存在灵敏度不高、指示含义重叠的问题^[34-35]。在开展道路 KD 与景观格局分析之前,通过添加道路前后景观指数间相关关系分析进行指标的筛选。

2 结果与分析

2.1 景观指数相关性

添加道路前后, NP — LSI 、 PD — ED 、 PD — AI 、 LPI — $DIVISION$ 、 ED — AI 相关系数 r 均达到 0.9 以上,具有极显著线性关系(图 2)。由于研究区切割后存在部分切割单元小于 $150\text{ km}\times 150\text{ km}$ 正方形的情况, NP 受切割单元面积影响较大,因此 PD 比 NP 更具有研究意义。鉴于以上情况,排除 NP 、 LSI 、 ED 、 AI 、 LPI 指数,选取 PD 、 $PAFRAC$ 、 $CONTAG$ 、 $COHESION$ 、 $DIVISION$ 、 $SPLIT$ 、 $SHDI$ 开展进一步研究。

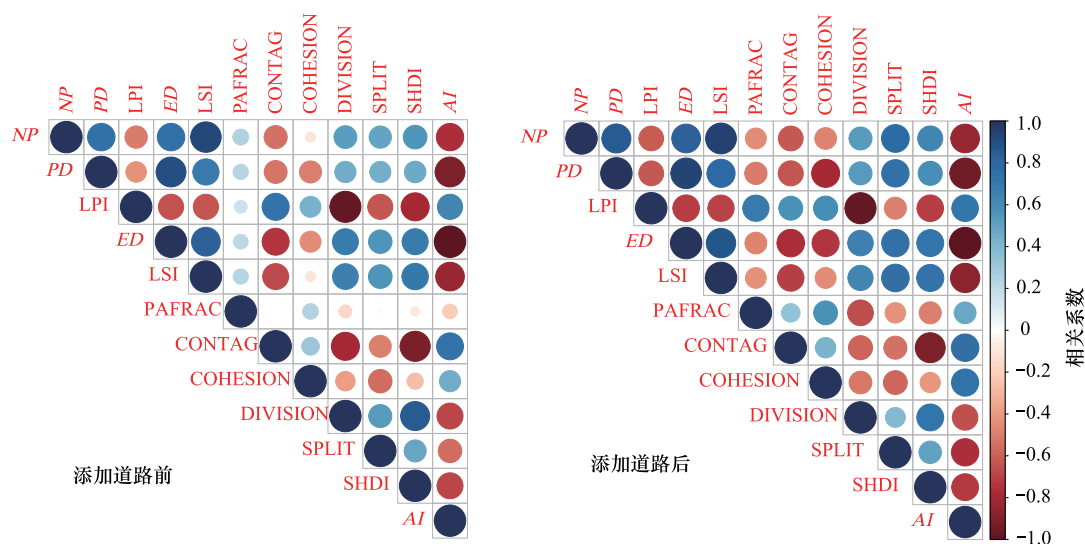


图 2 添加道路前后景观指数相关性图

Fig.2 Correlation diagram of landscape index before and after adding roads

2.2 道路核密度及景观指数空间分布特征及变化

西南地区道路 KD 的分布存在空间上的异质性:重庆市、贵州省、广西壮族自治区以及四川省的东部地区包含广元市、绵阳市、德阳市、成都市、眉山市、宜宾市、泸州市等区域的 KD 值较大;云南省 KD 值略低;四川省的其他区域、青海省的东南部、西藏自治区的中部包括那曲地区南部、拉萨市、山南地区和林芝地区的 KD 值较小;西藏自治区的其他区域以及青海的西北部基本无道路,大部分区域 KD 值为零(图 3)。

添加道路前后景观指数空间分布情况显示(图 4、表 2): $PAFRAC$ 、 $COHESION$ 、 $CONTAG$ 三个景观指数在空间上分布较为均匀,添加道路前后变异较小,对于道路添加敏感性较低,但对景观格局空间异质性的反映欠佳; $DIVISION$ 和 $SHDI$ 在无道路地区较低,其他区域空

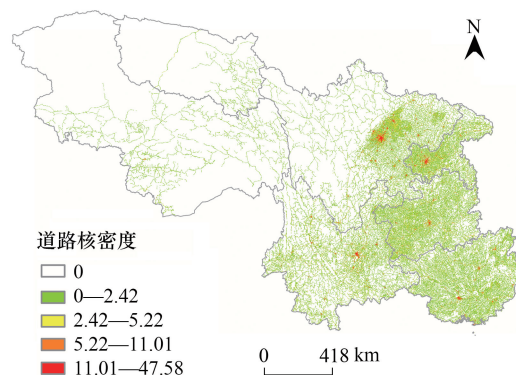
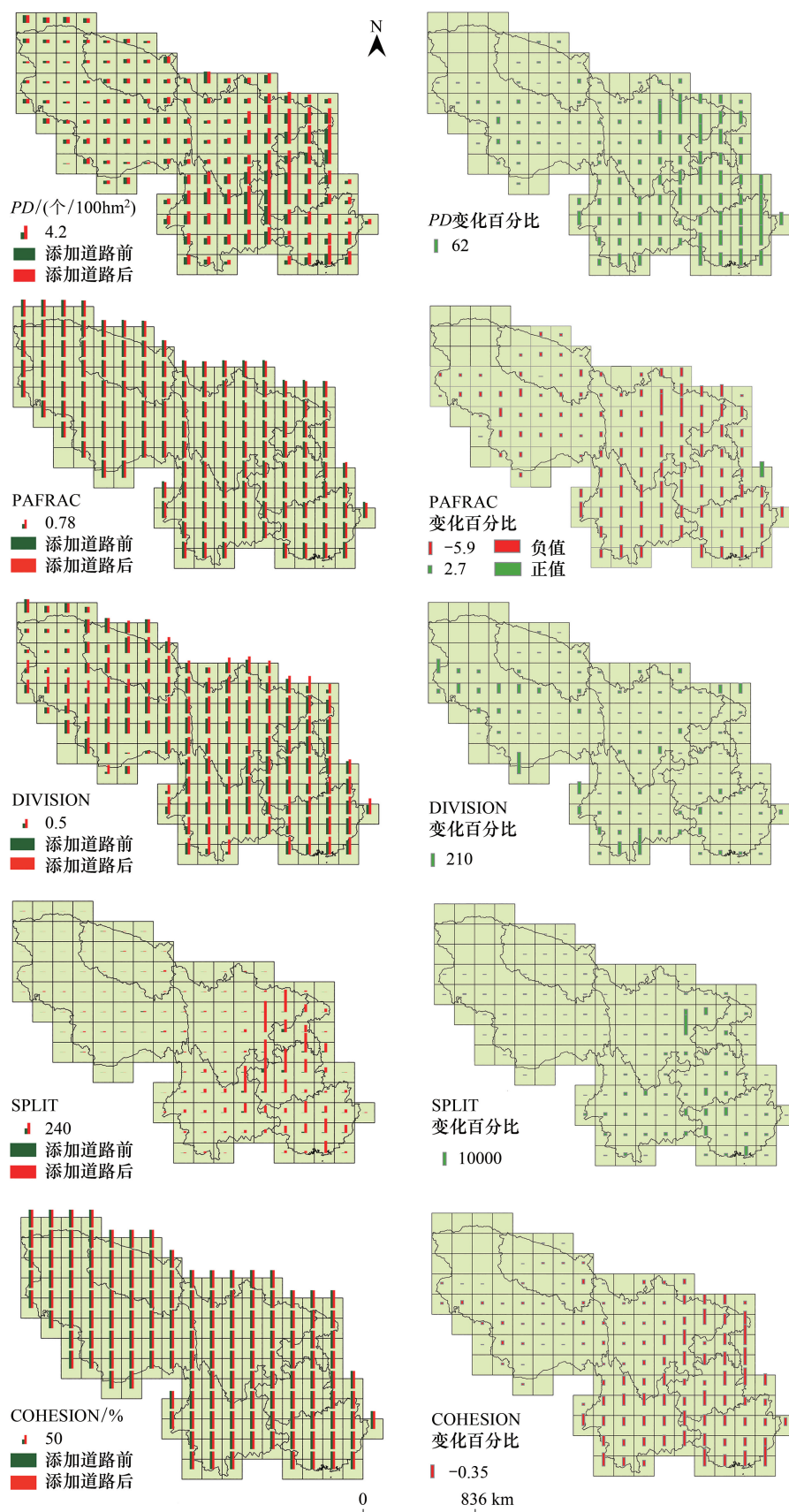


图 3 研究区道路 KD 空间分布

Fig.3 Spatial distribution of road KD

间差异小,添加道路前后变异不明显,这两个景观指数对景观格局变化具有中度敏感性;添加道路后 PD 与 $SPLIT$ 值明显增大,对景观格局变化较为敏感, $SPLIT$ 空间分布与道路 KD 相似。



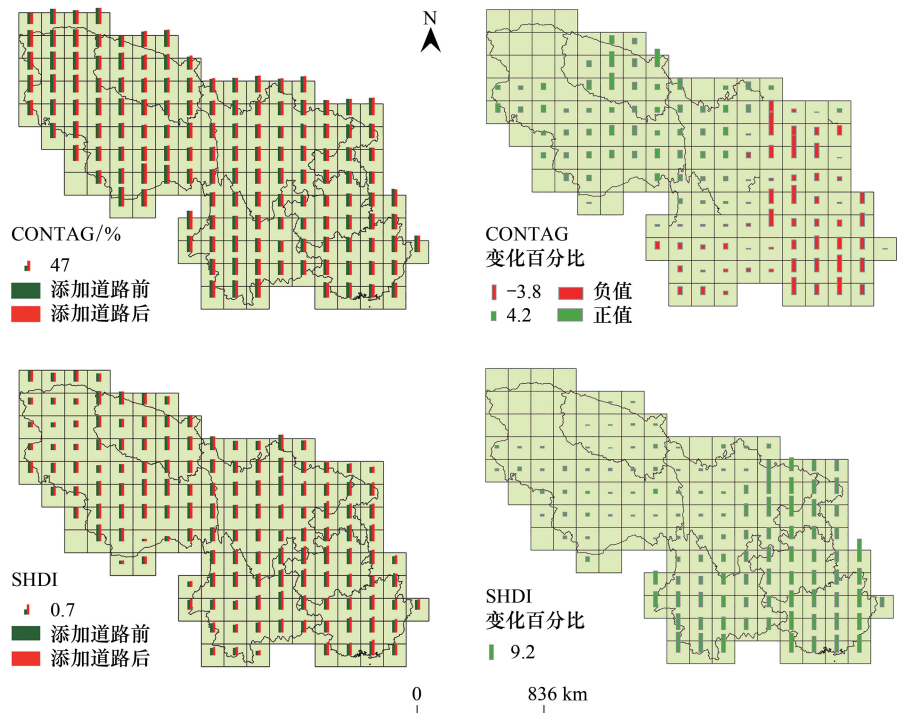


图 4 添加道路前后景观指数及变化百分比空间分布图

Fig.4 Spatial distribution of landscape index and percentage change before and after adding roads

表 2 添加道路前后景观指数值及变化百分比

Table 2 Landscape index value and percentage change before and after adding roads

指标类型 Index type	指标名称 Index name	均值±标准差 (未添加道路) Average value± standard deviation (no road added)	均值±标准差 (添加道路) Average value± standard deviation (road added)	变化百分比 Percentage change /%	配对 <i>T</i> 检验 <i>P</i> 值 Paired <i>T</i> test <i>P</i> value (<i>n</i> = 139)
斑块指标 Patch index	<i>PD</i>	2.0±1.1	2.7±1.9	30.8	<i>t</i> = -10.1, <i>P</i> < 0.001
形状指标 Shape index	<i>PAFRAC</i>	1.5±0.0	1.4±0.1	-4.0	<i>t</i> = 15.8, <i>P</i> < 0.001
聚集度指标 Aggregation index	<i>DIVISION</i>	0.6±0.2	0.8±0.2	30.1	<i>t</i> = -13.2, <i>P</i> < 0.001
	<i>CONTAG</i>	69.0±9.9	69.4±10.0	0.6	<i>t</i> = -2.6, <i>P</i> = 0.012
	<i>SPLIT</i>	6.4±10.3	69.2±114.2	987.3	<i>t</i> = -6.9, <i>P</i> < 0.001
连接度指标 Connectivity index	<i>COHESION</i>	99.9±0.1	99.7±0.2	-0.2	<i>t</i> = 12.5, <i>P</i> < 0.001
多样性指标 Diversity index	<i>SHDI</i>	0.8±0.2	0.8±0.3	4.6	<i>t</i> = -12.3, <i>P</i> < 0.001

2.3 道路核密度与添加道路前景指数相关性

添加道路前, *KD* 与 *PD*、*DIVISION*、*SPLIT*、*SHDI* 呈显著正相关, 与 *CONTAG*、*COHESION* 呈显著负相关, 与 *PAFRAC* 相关性不显著; 添加道路后, *KD* 与 7 个景观指数均显著相关, 除 *DIVISION* 外, 与其余 6 个景观指数的相关系数 *r* 的绝对值均增加; 除 *DIVISION* 外, *KD* 与景观指数的变化百分比均呈显著相关, *KD* 与 *PD*、*PAFRAC*、*CONTAG*、*SHDI* 相关系数 *r* 的绝对值增大, 与 *SPLIT*、*COHESION* 相关系数 *r* 的绝对值减小 (表 3、图 5)。通过以上分析可见: 道路建设带来的直接影响 (道路切割原有斑块) 主要表现在 *PD*、*PAFRAC*、*CONTAG*、*SHDI*; 道路建设带来的其他人类活动主要影响 *DIVISION*; 而 *SPLIT* 和 *COHESION* 反映了道路建设切割原有斑块及带来的人类活动的综合影响。

表 3 道路 *KD* 与景观指数相关性分析

Table 3 Correlation analysis of road kernel density and landscape index

指标类型 Index type	指标名称 Index name	添加道路前 <i>r</i> (间接) Correlation coefficient before adding roads (indirect)	添加道路后 <i>r</i> (直接+间接) Correlation coefficient after adding roads (direct+indirect)	景观指数变化百分比 <i>r</i> (直接) Correlation coefficient of percentage change of landscape index(direct)
斑块指标 Patch index	<i>PD</i>	0.64 **	0.81 **	0.82 **
形状指标 Shape index	<i>PAFRAC</i>	0.08	-0.17 *	-0.73 **
聚集度指标 Aggregation index	<i>DIVISION</i>	0.49 **	0.48 **	-0.12
	<i>CONTAG</i>	-0.28 **	-0.40 **	-0.70 **
	<i>SPLIT</i>	0.60 **	0.79 **	0.46 **
连接度指标 Connectivity index	<i>COHESION</i>	-0.27 **	-0.50 **	-0.49 **
多样性指标 Diversity index	<i>SHDI</i>	0.44 **	0.54 **	0.72 **

r 为相关系数;*P* 为显著性水平;*n*=139; ** *P*<0.01; * *P*<0.05

2.4 不同土地覆被类型下景观指数特征

添加道路前后景观指数变化百分比反映的是道路建设对景观格局的直接影响,其受到不同土地覆被类型空间分布格局特征、内部道路 *KD*、景观指数本身特点的共同影响。如表 4 所示,在六种土地覆被类型中,人工表面的 *KD* 值最大,平均值 4.09 km/km²;其次为农田,平均值 0.93 km/km²;其他土地覆被类型 *KD* 值最小,平均值仅为 0.02 km/km²。*PD*、*PAFRAC*、*PD* 变化百分比与除草地、林地、湿地外其他土地覆被类型道路 *KD* 排序完全一致,湿地*KD*略低于林地,但变化百分比更大;而*PAFRAC*除受土地覆被内道路*KD*的影响之外,受

表 4 添加道路前后不同土地覆被类型景观指数

Table 4 Landscape indices of different land cover types before and after adding roads

土地覆被 Land cover		林地 Forest	草地 Grassland	农田 Farmland	湿地 Wetland	人工表面 Construction land	其他 Other land cover types
道路 <i>KD</i> (平均值±标准差) Road <i>KD</i> (average value± standard deviation)/ (km/km ²)		0.26±0.78	0.09±0.46	0.93±1.39	0.19±0.75	4.09±4.50	0.02±0.23
添加道路前 Before adding roads	<i>PD</i> / (个数/100hm ²)	0.45	0.59	0.68	0.16	0.10	0.21
	<i>PAFRAC</i>	1.43	1.44	1.46	1.56	1.61	1.41
	<i>COHESION</i> /%	98.2	96.3	97.8	97.2	94.5	94.1
	<i>DIVISION</i>	0.82	0.82	0.99	1.00	1.00	0.99
	<i>SPLIT</i>	968,932,101	78,954,739	10,538,269	877,085	12,146,803,983	1,126,453,916
	<i>LPI</i> /%	29.93	26.09	3.76	0.90	0.16	2.67
添加道路后 After adding roads	<i>PD</i> /(个数/100hm ²)	0.62	0.69	1.08	0.18	0.28	0.22
	<i>PAFRAC</i>	1.39	1.40	1.37	1.46	1.41	1.38
	<i>COHESION</i> /%	98.0	95.9	96.2	96.6	89.0	93.7
	<i>DIVISION</i>	0.95	0.88	1.00	1.00	1.00	0.99
	<i>SPLIT</i>	968,935,731	89,625,347	16,059,342	1,189,173	12,232,883,514	1,166,886,845
	<i>LPI</i> /%	10.58	18.56	0.36	0.81	0.02	2.65
变化百分比 Percentage change	<i>PD</i> / %	40.2	12.29	65.55	40.53	210.17	11.40
	<i>PAFRAC</i> /%	-3.07	-2.94	-5.93	-6.59	-12.35	-2.38
	<i>COHESION</i> /%	-0.21	-0.40	-1.70	-0.63	-5.82	-0.46
	<i>DIVISION</i>	16.08	7.32	0.98	0.00	0.00	0.00
	<i>SPLIT</i>	0.00	13.51	52.39	35.58	0.71	3.59
	<i>LPI</i> /%	-64.64	-28.89	-90.31	-9.98	-89.76	-0.84

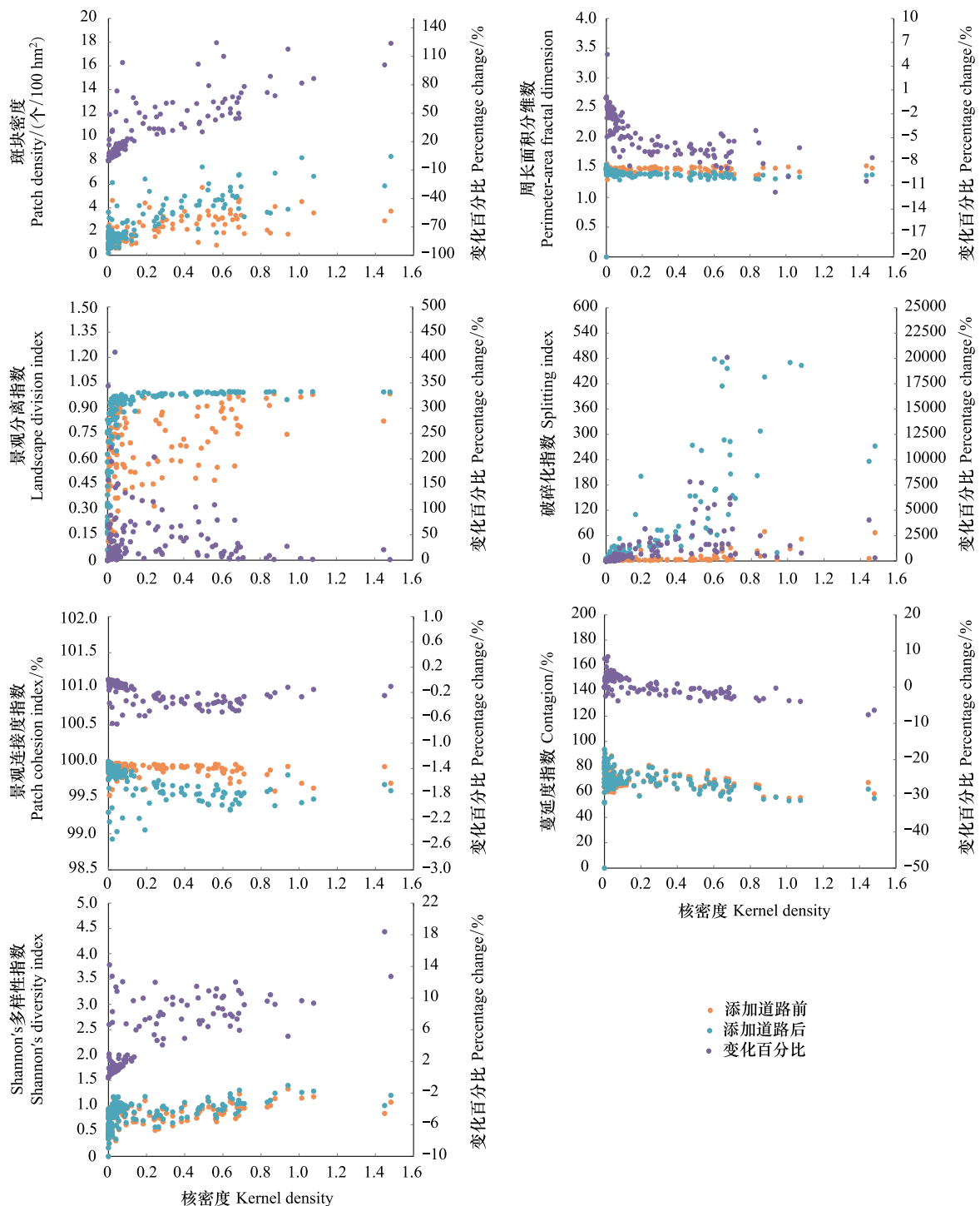


图5 不同KD景观指数变化百分比

Fig.5 Percentage change of landscape index with different KD

不同土地覆被类型空间分布格局影响也较大,虽然人工表面 PAFRAC 变化百分比最高,但由于湿地本身 PAFRAC 高于农田,因此湿地 PAFRAC 变化百分比大于农田。DIVISION 主要反映道路的间接影响,受斑块数量和斑块面积均匀性影响最大,当研究区域较大,斑块数量快速增加,优势斑块面积占总斑块面积的比例快速减小时,指标接近最大值,失去灵敏性,湿地、人工表面、农田和其他类型土地覆被类型由于优势斑块占整个土地覆被总面积的比例较小,道路建设前后 DIVISION 均接近 1,因此该指数不能体现土地覆被空间异质性和受

道路干扰之后的变化情况,林地和草地优势斑块面积占总面积比例稍大,添加道路前后指数变化百分比分别为 16.1%和 7.3%。COHESION 和 SPLIT 反映道路建设的综合影响。影响 SPLIT 的指标较为复杂,一般来说原有土地覆被斑块越多、道路 KD 越高、斑块大小差别越小,添加道路后 SPLIT 值增加越多,该指标与土地覆被类型空间分布格局特征、内部道路 KD 均有关系,农田由于具有较大 PD 、内部道路 KD 也较大,最终变化百分比达到 52.4%,其次为湿地、草地,人工表面变化百分比仅为 0.7%。人工表面变化较小,其边界往往与道路边界重合,虽然内部道路 KD 较大,但由于添加道路前土地覆被中已经包含了大部分人工表面的边界,因此加入道路后人工表面 SPLIT 变化不明显。

3 讨论

3.1 道路建设对景观指数影响

道路等线性工程建设,改变原有斑块布局、内部构造,最直观体现在斑块数目增加,斑块形状与面积改变。结合道路添加前后景观指数变化百分比,将景观指数变化分为三类:显著、中等、不显著,其中变化显著的景观指数是 PD 、SPLIT、DIVISION;变化中等的景观指数是 SHDI、PAFRAC;变化不显著的景观指数是 CONTAG、COHESION。

PD 、SPLIT、DIVISION 是表征景观破碎化最直接的指数, PD 与道路建设和原有斑块位置分布、道路 KD 密切相关。 KD 通过增加斑块数目改变 PD ,道路沿斑块边界修建,对原有景观格局影响最小。当区域只有一个斑块, KD 通过减少斑块面积增加 PD ,是道路建设对景观格局最直接的反馈,Campagnaro 等也指出 PD 对景观格局变化具有很好的响应^[36]。在研究区域内 PD 大小分布与 KD 分布吻合,可明显区分低值区、中值区、高值区,依此景观破碎化可划分为低破碎带、中破碎带、高破碎带,道路建设状况能清晰的划分区域破碎化程度;DIVISION 和 SPLIT 通过各个斑块面积与总面积的关系表征景观破碎化,DIVISION 随尺度增大、道路建设加剧,其取值趋于 1,表现在西南地区边界区域的小面积大 DIVISION,而在 KD 高值区域 DIVISION 未见明显的高值,因此道路对 DIVISION 的影响受制于研究尺度,DIVISION 不适用于大尺度景观格局的表征;SPLIT 随道路持续切割,区域被分割成更小的斑块,会持续增加无上限,表征景观破碎化更加严重,能敏感的反映破碎化程度,研究区域内 KD 高值区时 SPLIT 显著高值,对比作用下 KD 中值区与低值区差异弱化,即 SPLIT 能精准识别高破碎带,但在细化破碎化效果方面可能略逊于 PD 。变化中等的 SHDI 和 PAFRAC 是表征斑块空间分布形态的指数,SHDI 引入了斑块类型,通过斑块类型面积占比表征了道路等线性工程对斑块类型分布均衡化的影响,研究区域内 SHDI 大小与 KD 大小分布一致,随着道路建设对原有斑块的切割,会导致不同斑块类型分布趋于均匀化,体现了道路切割作用的直接作用,同时也是景观破碎化的间接表征,SHDI 随道路建设的变化规律与 PD 相似;PAFRAC 表征道路建设对景观格局内部斑块形状的干扰程度,伴随道路建设的其他人类活动影响远小于道路等线性工程切割作用; KD 值增大的斑块形状趋于简单化,表现在西南地区 PAFRAC 呈现迅速降低然后平稳或小幅度波动的变化趋势,是道路修建初期或者道路不发达区域探究道路建设对景观格局影响的有利指标;变化相对不显著的 CONTAG 和 COHESION 体现的是斑块间的聚集连通作用, KD 的增加导致斑块离散以及连通性降低。CONTAG 通过相邻斑块类型相同的概率表征道路等线性工程对景观格局的直接影响,CONTAG 变化率可有效区分道路密集程度,研究区东南部道路密集的区域 CONTAG 降低,西北部道路稀疏的区域 CONTAG 有升高,对于道路密集程度差异显著的区域 CONTAG 表征景观格局变化具有一定优势;COHESION 侧重于表征景观的连通性,研究区域内添加道路后 COHESION 均出现不同程度的降低,道路稀疏的区域 COHESION 变化较小,道路密集的区域以及边缘部分 COHESION 变化较大,当 KD 达到一定程度后,随着 KD 增加,COHESION 变化会出现降低的趋势,即 COHESION 仅能粗略地划分道路建设的程度。

综上所述,道路建设对景观指数的影响程度由大到小依次表现在:破碎化、斑块空间分布形态、聚集连通性。 PD 能很好的表征道路建设对景观破碎化的作用程度,SPLIT 在识别破碎化程度高的区域更具优势,CONTAG 和 COHESION 仅能粗略的识别道路建设的不同程度。

3.2 道路建设对景观指数影响的空间异质性

不同景观指数在空间上的分布规律反映了景观指数的空间异质性。根据添加道路前后景观指数变化百分比可将景观指数分为四种类型:全局型、低干扰型、中度干扰型和不敏感型(图3)。*PD*、*SHDI*、*PAFRAC*、*CONTAG* 属于全局型景观指数,能反映不同干扰程度下道路建设带来的破碎化的影响,从景观指数本底值与 *KD* 的角度,道路分布稀疏区域 *KD* 小对应的 *PD* 本底值小,添加道路后 *PD* 仅有小幅度增加,而道路密集的区域 *PD* 本底值偏高,添加道路后 *PD* 增加比较显著;添加道路后 *KD* 大的区域 *PAFRAC* 降低的越多 *SHDI* 增加的越多;*CONTAG* 本底值与添加道路后数值波动幅度不大;从变化百分比角度,*PD*、*SHDI*、*PAFRAC* 在干扰较大区域变化百分比较高,而 *CONTAG* 在不同干扰区域变化百分比区别显著,在西藏、青海及四川的西部区域大于0,说明这些区域由于道路分布稀疏并未引起西藏、青海及四川的西部区域景观中不同斑块类型的团聚状态发生变化,或生态系统的自我恢复能力使景观斑块间的连续性得到一定程度的恢复^[36],这些区域以草地、林地为主,防护林面积特别是人工林面积广阔,林地布局更加合理^[37];在其他区域 *CONTAG* 变化百分比小于0,表明路网的持续加密造成区域内连续分布的景观持续被切割,*CONTAG* 下降,因此 *CONTAG* 也能有效地表征区域受干扰状况,即四个指标可反映不同干扰强度下景观格局的变化;*DIVISION* 属于低干扰型,在人类干扰度较低的以林地和草地为主的区域变异百分比较大,且随着干扰度升高,其变异逐渐降低;*SPLIT* 变化百分比较大值集中在四川东部及贵州广西交界处偏西的位置,处于中等干扰强度下,*SPLIT* 属于中度干扰敏感性指标,在高度干扰区域(如以人工表面和农田为主的区域),由于道路建设带来的其他人类干扰导致景观破碎化程度已很高,道路本身带来的景观格局变化不能通过 *SPLIT* 反映出来,而在低干扰下 *SPLIT* 变化也不明显,变化百分比较大的四川东部及贵州广西交界处偏西的位置地形起伏较大,也是造成 *SPLIT* 较大变异的原因之一^[38];*COHESION* 属于不敏感型,其本底值与添加道路后数值波动幅度不大,在不同干扰强度下变化百分比均较小。在区域尺度研究景观格局的影响,最好选取全局性景观指数,以全面反映景观格局变化情况。

基于上述景观指数的类型以及景观指数对人类活动的敏感性为不同区域尺度选取景观指数进行格局变化分析提供借鉴:(1)若研究道路建设等大型工程(即工程本身是固定不具有流动性)对景观格局的影响,可优先选取景观指数 *PD*、*SHDI*、*PAFRAC*、*CONTAG*;若研究工程建设以及伴随人类活动(具有一定流动性)的综合作用对景观格局的影响,可优先选择景观指数 *COHESION*、*SPLIT*;若单纯研究人类活动不考虑工程建设对景观格局的影响,可优先选择景观指数 *DIVISION*;(2)若研究区域受人为干扰较低,土地覆被类型多以林地、草地、湿地为主,可选取 *DIVISION* 进行景观格局分析;(3)若研究区域干扰性差异显著,有明显的经济发展差异,可选取 *PD*、*PAFRAC*、*CONTAG*、*SHDI*、*SPLIT*。

3.3 道路建设对不同土地覆被类型景观指数的影响

目前道路对于景观格局、过程及其潜在和累积性的生态影响,受到了极大的关注^[39]。Southworth J 等指出景观破碎化分析可用于解释土地覆盖变化对特定生境的影响,通过为每个土地覆盖类别计算一系列景观指标来描述破碎化和空间分布^[40]。刘世梁等指出土地覆被空间分异是导致道路建设对景观格局影响强弱的关键^[6],Hawbaker 等也指出不同土地覆被类型地区道路对于景观破碎化的影响程度不同^[41]。

选取适宜指数探究道路建设对不同土地覆被类型影响具有重要意义。人工表面包含建设用地、交通用地、采矿场等人为建设的区域以及人类活动密集的场所,是受人类干扰最为严重的区域;研究区农田集中分布在研究区的东部,与林地交叉分布,人口密集,有研究表明人口扩张和随之而来的农业扩张将打破原有的农田格局,成为土地覆被变化和景观破碎化的主要驱动力^[30];受制于自然地理条件,林地以低海拔区域为主,草地多分布在人迹罕至的西北部;湿地分布以西藏、青海为主,四川北部和云南中部次之,其他区域零散分布面积较小,湿地内物种丰富,自身具有较强修复能力且各地出台的湿地保护政策共同降低了湿地受干扰程度;其他类型包括苔藓/地衣、裸岩、戈壁、裸土、沙漠、盐碱地、冰川/永久积雪等,主要分布在研究区的西部,多为无人聚集区或者人迹罕至的区域,经济不发达。根据不同覆被下景观指数变化百分比排序,在开展道路建设对景观格局的影响研究时:林地优先选取 *PD*(直接影响),*DIVISION*(间接影响);草地优先选取 *DIVISION*(间接影

响),SPLIT(综合影响);农田优先选取 PD、PAFRAC(直接影响),COHESION、SPLIT(综合影响),DIVISION(间接影响);湿地优先选取 PAFRAC(直接影响),COHESION、SPLIT(综合影响);人工表面优先选择 PD、PAFRAC(直接影响),COHESION(综合影响);其他优先选择 DIVISION(间接影响),SPLIT、COHESION(综合影响)。本研究从道路 KD 对景观格局影响的角度出发,探究了道路 KD 与景观格局的联系,确定了所选景观指数适用情形,为后期选取景观指数进行道路建设如何影响景观格局提供借鉴,对于区域道路规划以及景观动态研究具有一定的指导意义。

4 结论

(1)道路建设改变了西南地区原有景观格局,使斑块密度增加、离散化加剧,有明显的破碎化趋势;道路 KD 与 PD、SPLIT、SHDI 变化百分比呈显著正相关,与 COHESION、CONTAG、PAFRAC 呈显著负相关。

(2)道路建设对景观指数的影响程度由大到小依次表现在:破碎化、斑块空间分布形态、聚集连通性。其中 PD 能很好的表征道路建设对景观破碎化的作用程度,SPLIT 在识别破碎化程度高的区域更具优势。

(3)景观指数的变化不仅受道路 KD 的影响,还与土地覆被类型、其他类型人类干扰等密不可分,道路建设初期及道路不发达区域可优先选择 PAFRAC,道路建设具有显著差异的区域可优先选择 CONTAG;若研究工程建设以及伴随人类活动(具有一定流动性)的综合作用对景观格局的影响,可优先选择景观指数 COHESION、SPLIT;若单纯研究人类活动不考虑工程建设对景观格局的影响,可优先选择景观指数 DIVISION,且 DIVISION 不适用于大尺度的研究。若研究区域受人为干扰较低,土地覆被类型多以林地、草地、湿地为主,可选取 DIVISION 进行景观格局分析。若研究区域干扰性差异显著,有明显的经济发展差异,可选取 PD、PAFRAC、CONTAG、SHDI、SPLIT。

(4)针对不同的土地覆被类型选取不同的景观指数探究其受道路建设的影响程度。林地优先选取 PD、DIVISION;草地优先选取 DIVISION、SPLIT;农田优先选取 PD、PAFRAC、COHESION、SPLIT、DIVISION;湿地优先选取 PAFRAC、COHESION、SPLIT;人工表面优先选择 PD、PAFRAC、COHESION;其他优先选择 DIVISION、SPLIT、COHESION。

参考文献(References):

- [1] Band L E, Cadenasso M L, Grimmond C S, Grove J M, Pickett S T A. Heterogeneity in urban ecosystems: patterns and process//Lovett G M, Turner M G, Jones C G, Weathers K C, eds. *Ecosystem Function in Heterogeneous Landscapes*. New York: Springer, 2005: 257-278.
- [2] 王效科,苏跃波,任玉芬,张红星,孙旭,欧阳志云.城市生态系统:高度空间异质性.生态学报,2020,40(15):5103-5112.
- [3] 高江波,蔡运龙.区域景观破碎化的多尺度空间变异研究——以贵州省乌江流域为例.地理科学,2010,30(05):742-747.
- [4] Jiang P H, Cheng L, Li M C, Zhao R F, Huang Q H. Analysis of landscape fragmentation processes and driving forces in wetlands in arid areas: a case study of the middle reaches of the Heihe River, China. *Ecological Indicators*, 2014, 46: 240-252.
- [5] Zhu Z J, Liu B J, Wang H L, Hu M C. Analysis of the spatiotemporal changes in watershed landscape pattern and its influencing factors in rapidly urbanizing areas using satellite data. *Remote Sensing*, 2021, 13(6): 1168.
- [6] 刘世梁,崔保山,杨志峰,甘淑,董世魁.高速公路建设对山地景观格局的影响——以云南省澜沧江流域为例.山地学报,2006,24(1):54-59.
- [7] 黄勇,李阳兵,应弘.渝宜高速(重庆段)对土地利用变化驱动及景观格局的响应.自然资源学报,2015,30(9):1449-1460.
- [8] Su S L, Xiao R, Li D L, Hu Y N. Impacts of transportation routes on landscape diversity: a comparison of different route types and their combined effects. *Environmental Management*, 2014, 53(3): 636-647.
- [9] Zhang Q, Chen C L, Wang J Z, Yang D Y, Zhang Y E, Wang Z F, Gao M. The spatial granularity effect, changing landscape patterns, and suitable landscape metrics in the three gorges reservoir area, 1995—2015. *Ecological Indicators*, 2020, 114: 106259.
- [10] 李灿,张凤荣,朱泰峰,曲衍波.大城市边缘区景观破碎化空间异质性——以北京市顺义区为例.生态学报,2013,33(17):5363-5374.
- [11] 马克明,傅伯杰.北京东灵山地区景观格局及破碎化评价.植物生态学报,2000,24(3):320-326.
- [12] 李文杰,乌铁红,李晓佳,加力戈.内蒙古希拉穆仁草原旅游地景观格局动态变化.地理科学,2013,33(3):307-313.
- [13] 刘锐,胡伟平,王红亮,吴驰,何劲.基于核密度估计的广佛都市区路网演变分析.地理科学,2011,31(1):81-86.

- [14] 王远飞, 何洪林. 空间数据分析方法. 北京: 科学出版社, 2007.
- [15] 韩宇瑶, 焦利民, 许刚. 武汉市道路结构与商业集聚空间关联分析. 地理科学进展, 2017, 36(11): 1349-1358.
- [16] Shi X. Selection of bandwidth type and adjustment side in kernel density estimation over inhomogeneous backgrounds. *International Journal of Geographical Information Science*, 2010, 24(5): 643-660.
- [17] 王慧芳, 饶恩明, 肖焱, 严岩, 卢慧婷, 朱捷缘. 基于多风险源胁迫的西南地区生态风险评价. 生态学报, 2018, 38(24): 8992-9000.
- [18] 曹伟超, 陶和平, 孔博, 刘斌涛, 孙玉莲. 基于 DEM 数据分割的西南地区地貌形态自动识别研究. 中国水土保持, 2011, (3): 38-41.
- [19] 张琪, 李跃清. 近 48 年西南地区降水量和雨日的气候变化特征. 高原气象, 2014, 33(2): 372-383.
- [20] 邱廉, 陶婷婷, 韩善锐, 杨文字, 栾夏丽, 邱燕宁, 刘茂松, 徐驰. 宏生态尺度上景观破碎化对物种丰富度的影响. 生态学报, 2017, 37(22): 7595-7603.
- [21] 邬建国. 景观生态学——格局、过程、尺度与等级. 北京: 高等教育出版社, 2007.
- [22] 陈文波, 肖笃宁, 李秀珍. 景观指数分类、应用及构建研究. 应用生态学报, 2002, 13(1): 121-125.
- [23] Jaeger J A G. Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology*, 2000, 15(2): 115-130.
- [24] Linke J, Franklin S E. Interpretation of landscape structure gradients based on satellite image classification of land cover. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 2006, 32(6): 367-379.
- [25] Schumaker N H. Using landscape indices to predict habitat connectivity. *Ecology*, 1996, 77(4): 1210-1225.
- [26] 杨艳刚, 崔慧珊, 柳雁玲, 王云, 关磊, 黄山倩. 道路网影响区景观格局变化分析——以呼伦贝尔市为例. 交通运输研究, 2020, 6(4): 18-26.
- [27] 张志明, 罗亲普, 王文礼, 尹梅, 孙振华, 欧晓昆, 柳小康. 2D 与 3D 景观指数测定山区植被景观格局变化对比分析. 生态学报, 2010, 30(21): 5886-5893.
- [28] 路超, 齐伟, 李乐, 孙瑶, 秦天天, 王娜娜. 二维与三维景观格局指数在山区县域景观格局分析中的应用. 应用生态学报, 2012, 23(5): 1351-1358.
- [29] 朱东国, 谢炳庚, 熊鹏. 基于三维景观格局指数的张家界市土地利用格局时空演化. 经济地理, 2017, 37(8): 168-175.
- [30] 刘国栋, 陈炜吉. 基于土地利用的三维景观格局指数变化分析. 地理空间信息, 2021, 19(1): 71-73, 98-98.
- [31] 付凤杰, 刘珍环, 黄千杜. 深圳市福田区三维城市景观格局变化特征. 生态学报, 2019, 39(12): 4299-4308.
- [32] 孙宏战. 基于体素模型和点云数据的精细三维景观格局分析[D]. 长春: 吉林大学, 2021.
- [33] 王倩. 基于 TM 的二维与三维景观格局指数对比分析——以九寨沟自然保护区为例[D]. 上海: 上海师范大学, 2014.
- [34] 刘世梁, 安南南, 侯笑云, 董世魁, 赵爽, 许经纬. 澜沧江下游景观破碎化时空动态及成因分析. 生态环境学报, 2018, 27(7): 1351-1358.
- [35] 何鹏, 张会儒. 常用景观指数的因子分析和筛选方法研究. 林业科学研究, 2009, 22(4): 470-474.
- [36] Campagnaro T, Frate L, Carranza M L, Sitzia T. Multi-scale analysis of alpine landscapes with different intensities of abandonment reveals similar spatial pattern changes: implications for habitat conservation. *Ecological Indicators*, 2017, 74: 147-159.
- [37] Saunders S C, Mislivets M R, Chen J Q, Cleland D T. Effects of roads on landscape structure within nested ecological units of the Northern Great Lakes Region, USA. *Biological Conservation*, 2002, 103(2): 209-225.
- [38] Hou W J, Gao J B. Spatially variable relationships between karst landscape pattern and vegetation activities. *Remote Sensing*, 2020, 12(7): 1134.
- [39] 刘世梁, 温敏霞, 崔保山, 董世魁. 道路网络扩展对区域生态系统的影响——以景洪市纵向岭谷区为例. 生态学报, 2006, 26(9): 3018-3024.
- [40] Southworth J, Munroe D, Nagendra H. Land cover change and landscape fragmentation-comparing the utility of continuous and discrete analyses for a western Honduras region. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2004, 101(2/3): 185-205.
- [41] Hawbaker T J, Radeloff V C, Hammer R B, Clayton M K. Road density and landscape pattern in relation to housing density, and ownership, land cover, and soils. *Landscape Ecology*, 2005, 20(5): 609-625.