

DOI: 10.5846/stxb202101260268

李凤,周文佐,邵周玲,周新尧,付小丽.2000—2018年西秦岭景观格局变化及生态系统健康评价.生态学报,2023,43(4):1338-1352.

Li F, Zhou W Z, Shao Z L, Zhou X Y, Fu X L. Landscape pattern changes and ecosystem health assessment in the Western Qinling Mountains from 2000 to 2018. Acta Ecologica Sinica, 2023, 43(4): 1338-1352.

2000—2018年西秦岭景观格局变化及生态系统健康评价

李 凤,周文佐*,邵周玲,周新尧,付小丽

西南大学地理科学学院,重庆 400715

摘要:西秦岭地区生态环境脆弱,人地矛盾日益加剧,区域景观格局变化及其生态系统健康演变趋势关系到区域生态安全。研究探讨 2000—2018 年西秦岭景观格局和生态系统健康状况的时空演变,采用 2000—2018 年的遥感数据,分析西秦岭的景观格局及其演变;并且在活力-组织力-反弹力(VOR)框架模型的基础上,结合生态系统服务能力和人类胁迫指标,分析西秦岭的生态系统健康状态及变化趋势。研究结果表明:西秦岭有三种优势景观,包括林地、耕地和草地,2000—2018 年景观类型转移主要发生在这三者的互相转换;城镇用地的面积也处于增加的态势且增势较大。西秦岭景观扩张是通过大量小规模零散的斑块扩张实现的。由于秦岭生态保护的加强,西秦岭的景观异质性和破碎化程度在 2005 年出现转折点,景观类型呈均衡发展趋势。研究区超过 60% 面积的地区生态景观属于健康状态,且 2000—2018 年西秦岭的生态系统健康指数呈增加态势,生态系统的状态逐渐向好发展,但西秦岭的高寒山地以及秦岭与黄土高原复合边缘地带的生态脆弱区处于亚健康或不健康状态。研究成果对西秦岭生态脆弱敏感地带的生态保护与治理具有重要意义。

关键词:景观格局指数;VOR 模型;生态系统健康;西秦岭

Landscape pattern changes and ecosystem health assessment in the Western Qinling Mountains from 2000 to 2018

LI Feng, ZHOU Wenzuo*, SHAO Zhouling, ZHOU Xinyao, FU Xiaoli

School of Geographical Sciences, Southwest University, Chongqing 400715, China

Abstract: The changes of regional landscape patterns and evolution trend of ecosystem health are significant for regional ecological security in the Western Qinling Mountains due to its fragile environment and increasing human-land conflict. This paper discussed the spatial and temporal evolution of landscape pattern and ecosystem health in the Western Qinling Mountains from 2000 to 2018. Landscape pattern in the Western Qinling Mountains was explored using remote sensing data from 2000 to 2018. The Vigor-Organization-Resilience model, the ecosystem service capacity and human disturbance were used to study the ecosystem health of the Western Qinling Mountains. The forest, cropland and grassland were three dominant landscapes in the study area. The transfers of landscape types mainly occurred in the mutual conversion of the three types from 2000 to 2018. In addition, the area of settlement has been increasing rapidly. The expansion of landscape types in the Western Qinling Mountains was realized through a large number of small-scale scattered expansion patches. There was a turning point in the landscape heterogeneity and fragility of the Western Qinling Mountains in 2005 and the landscape types showed a balanced development trend due to the strengthening of ecological protection. More than 60% of the ecosystem landscapes in the study area were in a healthy state, and the ecosystem health index of the Western Qinling

基金项目:科技部科技基础资源调查专项(2017FY100900)

收稿日期:2021-01-26; 网络出版日期:2022-10-13

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: zhouwz@swu.edu.cn

Mountains increased from 2000 to 2018. However, the high-altitude ecologically fragile areas of the Western Qinling Mountains and the marginal zone of the Qinling Mountains and the Loess Plateau were in sub-health or unhealthy state. The research results are of great significance for the ecological protection and management of the ecologically fragile and sensitive zone in the Western Qinling Mountains and in prove the stability of its ecosystem.

Key Words: landscape pattern index; Vigor-Organization-Resilience model; ecosystem health; the Western Qinling Mountains

生态系统景观格局及其健康状况关系到区域生态安全,也影响到生态环境^[1]和生态功能^[2],日益受到关注^[3]。景观格局指数是景观生态学的重要分析方法,景观的异质性和连通度能够反映生态系统的结构组成和空间复杂程度^[4]。目前,景观格局的研究主要采用遥感和地理信息系统技术与景观格局指数相结合的方法进行定量和定性分析^[5-6]。但是,传统的景观指数都侧重于对景观格局的空间关系特征描述,却忽视景观格局的动态变化。景观过程显示时空演变及趋势,对于区域生态文明建设有重要意义。景观扩张指数(LEI)可以定量描述某一类景观在空间上的动态扩张过程^[7]。生态系统健康评价已经成为生态系统综合评估的核心内容^[8]和宏观生态学研究热点^[9],为当前环境管理提供了新的思想和方法^[10]。活力(V)、组织力(O)和反弹力(R)是进行生态系统健康评价的经典指标体系 VOR^[11]。众多学者在此框架体系内开展了针对不同生态系统健康的相关研究^[12-15]。景观格局对于生态系统健康具有重要意义^[9],但在研究中却往往忽视景观格局变化对生态系统健康状态的影响。随着人类活动对生态环境的干扰加强,会加速生态系统的恢复或退化进程,影响生态系统的服务功能。因此,仅仅采用 VOR 框架难以全面评价生态系统健康状况。研究者逐渐考虑人类因素^[16,17]或生态系统的服务功能^[18-20]。我国区域生态系统健康评价的研究已有先例^[21-26]。但是,对一些生态环境脆弱的复杂山地景观格局和生态系统健康评价及其时空演变趋势相对关注较少。随着山地环境变化的生态效应、环境效应不断增强,将对区域生态安全以及资源的可持续利用产生广泛的影响^[27]。

西秦岭位于青藏高原与秦岭的过渡地带,地形以高原和山地为主,是我国西部重要的生态廊道,区域内植被类型丰富多样。但是,在当地气候和地理环境条件下,其生态环境脆弱,极易受到环境变化带来的影响。区域内农牧业发达,但是长期的粗放经营和群众生态环境保护意识不强,导致人地矛盾日益突出,加上资源的过度开发,影响了西秦岭过渡区敏感的生态系统状态。本文旨在探讨西秦岭地区的景观格局变化,并结合人类胁迫和生态系统服务功能来分析生态系统健康状况及其时空演变,以期为西秦岭地区的生态恢复提供理论指导。

1 研究区概况

西秦岭的地理范围介于北纬 30°59′—35°28′,东经 102°21′—107°33′之间(图 1),处于黄土高原以南,岷山以北,若尔盖草原以东,嘉陵江上游以西的范围内,总面积约 1.2×10^5 km²。西秦岭地处秦岭-昆仑巨型东西向构造体系与川滇南北向构造体系的交汇复合地区^[28];地形以山地为主,地势起伏较大,海拔在 448—5528 m 之间。西秦岭属于暖温带和北亚热带气候过渡区,年日照时数 1800—2000 h,年均温为 6—17℃;年降水量为 374—1222 mm,降水主要集中在夏秋两季。研究区北部植被主要为温带落叶阔叶林,南部以亚热带常绿阔叶林为主,植被的垂直地带性较为明显。

2 数据来源与研究方法

2.1 数据来源与预处理

本研究采用 2000、2005、2010、2015、2018 年的 MODIS 数据和土地利用数据。MODIS 数据源自 NASA 提供的 MOD13Q1 产品(<https://ladsweb.modaps.eosdis.nasa.gov/search/>),空间分辨率是 250 m,时间分辨率是

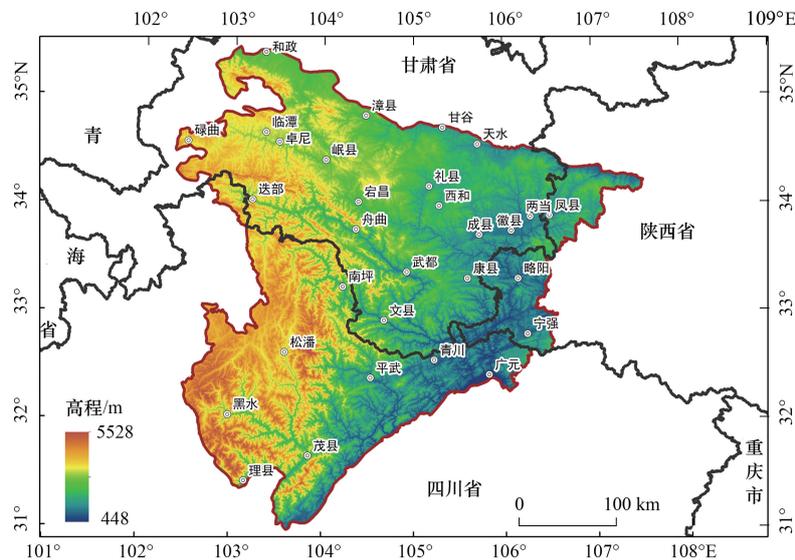


图1 研究区地理位置

Fig.1 Location of the study area

16 d; 土地利用数据源自欧航局提供的 300 m 分辨率的土地利用数据 (ESA/CCI-LC) (<http://maps.elie.ucl.ac.be/CCI/viewer/>)。考虑到研究区的具体情况和参考 IPCC 分类体系^[29], 将土地利用数据重新划分为 7 个类别, 分别是耕地、林地、草地、湿地、城镇用地、水体和其他类型。

此外, 还包括 2000—2018 年的《全国农产品成本收益资料汇编》中甘肃、陕西、四川三省的主要粮食作物的年均产量和平均价格 (<http://www.stats.gov.cn/>)。

2.2 研究方法

2.2.1 景观格局指数的选取

景观格局指数能够量化描述景观格局的状态和变化^[30]。可用于进行景观格局分析的指数指标较多, 参考前人的研究成果^[12, 31–32], 选取类型层面和景观层面共计 10 个景观指数, 包括斑块面积 (CA)、斑块面积比 (PLAND)、斑块密度 (PD)、最大斑块指数 (LPI)、面积加权平均形状指数 (AWMSI)、斑块聚合度 (AI)、斑块内聚力指数 (COHESION)、蔓延度 (CONTAG)、Shannon 多样性指数 (SHDI)、Shannon 均匀度指数 (SHEI) 来进行研究区的景观格局分析。

2.2.2 景观扩张指数

景观扩张指数 LEI 用来定量描述景观在空间上的动态扩张过程。斑块水平的景观扩张计算如下:

$$LEI = \frac{A_p - A_0}{A_p + A_0} \quad (1)$$

式中, LEI 为斑块水平的景观扩张指数, A_p 是扩张斑块的面积, A_0 是原斑块面积即与新增斑块处于相邻关系的斑块。根据斑块的扩张方向是向内还是向外, 将景观的空间扩展模式分为邻接式扩张和外部式扩张^[33]。LEI 的取值范围是 $(-1, 1]$, 当 $A_0 = 0$, LEI = 1 时, 该景观的扩张模式为外部扩张, 表示扩张斑块没有与之相邻的原斑块, 当 LEI 处于 $(-1, 1)$ 之间时, 该景观扩张模式为邻接式扩张, 在该区间内, LEI 的值越大, 表示扩张斑块相对于原斑块的面积就越大, 景观扩张的面积越大。

2.2.3 评价指标体系的建立

综合考虑到研究区情况与相关区域生态系统健康评价研究的基础^[34–37], 本文遵循科学性、系统性等原则, 引入生态系统服务功能, 并关注人类活动对生态系统健康的影响, 从活力、组织力、反弹力、生态系统服务功能和人类胁迫五个方面, 共选取了 9 个评价指标进行生态系统健康的评价 (图 2)。

(1)活力指标。生态系统的活力指的是生态系统生产的活力,通常可用归一化植被指数(NDVI)进行表示^[12]。本文采用 MOD13Q1 数据进行活力指标的计算。

(2)组织力指标。组织力指的是生态系统物种之间的结构关系,通常用生态系统的复杂性来表示,可从景观异质性和连通度两个方面考虑,选取 4 个景观指数指标对生态系统的组织力进行量化,分别是 SHDI、AWMSI、COHESION、CONTAG。

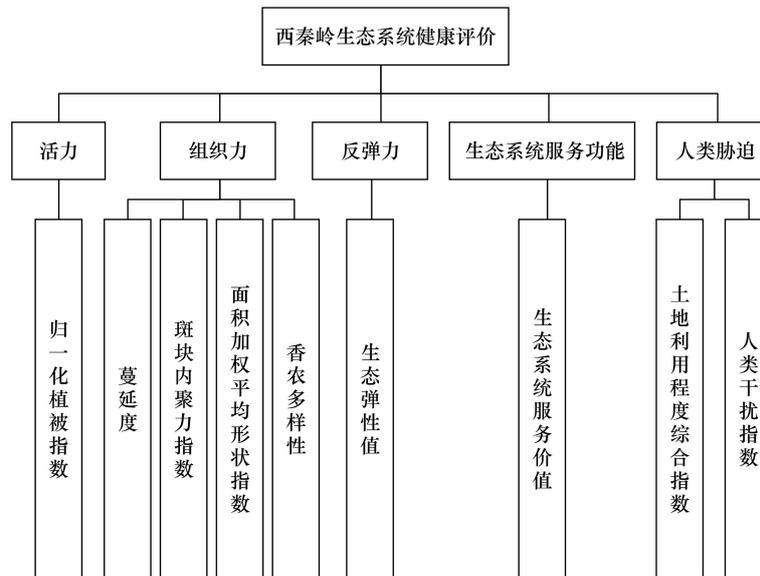


图 2 西秦岭生态系统评价指标体系

Fig.2 Ecosystem health indexes of the Western Qinling Mountains

(3)反弹力指标。反弹力指的是生态系统受到外界压力胁迫后,还能够保持并恢复其结构和功能、保持生态系统健康的能力^[38]。通常用生态系统弹性值作为反弹力评价的指标,本研究参考刘明华等^[39]对不同的土地利用类型赋予生态恢复力值:耕地 0.5、林地 0.9、草地 0.7、湿地 0.8、城镇用地 0.4、水体 0.95、其他 0.1。对生态弹性值的计算如下^[19]:

$$R = \sum_{i=1}^n A_i \times RC_i \quad (2)$$

式中, R 表示生态弹性值, A_i 表示第 i 类土地利用类型的面积比, RC_i 表示第 i 类土地利用类型的生态恢复力值, n 表示土地利用类型的类型数量。

(4)生态系统服务功能指标。生态系统服务功能的维持是评价生态系统健康的重要准则,生态系统服务是指人类通过生态系统的结构、功能等直接或间接的获取支持生产生活的产品和服务^[40]。本研究中采用当量因子法计算西秦岭的生态系统服务价值。根据谢高地等^[41-42]和 Costanza 等^[43]的研究方法,生态系统服务价值的计算公式为:

$$ESV = \sum (A_i \times VC_i) \quad (3)$$

$$VC_i = \sum D_j \times EV \quad (4)$$

式中, ESV 是生态系统服务价值(元), A_i 是第 i 种土地利用类型的面积, VC_i 是第 i 种土地利用类型的生态系统服务系数, D_j 是服务功能的价值当量, EV 是当量因子的经济价值量, i 是土地利用类型, j 是不同类型的服务功能。据研究文献^[44],当量因子的经济价值量约等于研究区平均粮食单产市场价值的 1/7。各个土地利用类型的生态系统服务系数见表 1。

表 1 各土地利用类型所对应的生态系统类型及其生态价值系数

Table 1 Corresponding categories of ecosystems and their ecological value coefficients for land-use types

服务功能类型 Types of ecosystem services	耕地 Agriculture	林地 Forest	草地 Grassland	湿地 Wetland	城镇用地 Settlement	水体 Water	其他 Other
气体调节 Gas regulation	676.39	4734.74	1082.23	2435.01	0.00	0.00	148.81
气候调节 Climate regulation	1203.98	3652.51	1217.50	23132.57	0.00	622.28	135.28
水源涵养 Water conservation	811.67	4328.90	1082.23	20968.12	0.00	27569.69	40.58
土壤形成与保护 Soil formation and conservation	1975.06	5275.85	2637.92	2313.26	0.00	13.53	27.06
废物处理 Waste management	2218.56	1772.14	1772.14	24593.57	0.00	24593.57	13.53
生物多样性保护 Biodiversity conservation	960.48	4410.07	1474.53	3381.95	0.00	3368.43	459.95
食物生产 Food production	1352.78	135.28	405.83	405.83	0.00	135.28	13.53
原材料 Raw materials	135.28	3517.23	67.64	94.69	0.00	13.53	40.58
娱乐文化 Entertainment culture	13.53	1731.56	54.11	7507.94	0.00	5871.07	13.53

(5) 人类胁迫指标。在西秦岭的生态系统健康评价中,选取土地利用程度综合指数和人类干扰指数两个指标作为人类胁迫影响指标。土地利用程度综合指数反映了土地利用的广度和深度,是人类对自然环境的影响综合效应^[45]。其计算方法如下:

$$L_a = 100 \times \sum_{i=1}^n A_i \times C_i \quad (5)$$

式中, L_a 是土地利用程度综合指数,取值区间为[100,400], A_i 是第 i 级土地利用程度分级指数, C_i 是第 i 级土地利用程度分级面积比例, n 是土地利用程度分级。土地利用的程度分级值引用庄大方等^[46]的土地利用程度分级赋值表,共分为 4 个级别。

人类干扰指数则采用耕地与城镇用地面积与总面积的面积比表示。采用 1200 m×1200 m 网格为基本评价单元,对生态弹性值、生态系统服务价值、土地利用程度综合指标和人类干扰指数进行计算。

2.2.4 指标权重与生态系统健康指数计算

采用层次分析法确定各个指标的权重,使用 YAAHP 软件构建权重模型,结果如表 2 所示。

表 2 西秦岭生态系统健康评价指标权重

Table 2 Weights of ecosystem health assessment indexes in the Western Qinling Mountains

目标层 Target	准则层 Standard	指标层 Indicator	指标含义 Meaning of indicators	权重 Weight	
生态系统健康评价 Ecosystem health assessment	活力	植被指数	表征生态系统的活力状态	0.2447	
		斑块内聚力指数	度量相关斑块类型的自然连通度,景观中某类型斑块的组成比例提高则斑块内聚力指数提高	0.0496	
	组织力	面积加权平均形状指数	度量景观空间格局的复杂性,其值越大说明斑块形状越复杂	0.0253	
		蔓延度	表征景观不同斑块类型的团聚程度和延展趋势,其值越大说明斑块聚集性越高	0.1529	
	反弹力	生态系统服务能力	Shannon 多样性	反映景观的异质性,其值越大说明景观中各斑块类型呈均衡化分布	0.0951
			生态弹性值	反映生态系统的恢复力	0.1854
			生态系统服务价值	度量生态系统提供产品和服务的能力	0.1405
			土地利用程度综合指数	反映对土地利用的深度和广度	0.0799
人类干扰		人类干扰指数	反映人类对土地的利用状态	0.0266	

采用极差法对数据进行无量纲标准化处理,将数据的范围控制在 $[0,1]$ 区间内。

$$P = \frac{R_{\max} - R}{R_{\max} - R_{\min}} \quad (6)$$

$$P = \frac{R - R_{\min}}{R_{\max} - R_{\min}} \quad (7)$$

式中, P 为单项指标标准化结果, R 是单项指标, R_{\min} 是单项指标最小值, R_{\max} 是单项指标最大值,当指标的增量方向与生态系统健康增量方向不同时采用式(6)进行计算,反之采用式(7)计算。

标准化处理后的指标通过综合加权指数法计算生态系统健康指数,计算公式如下:

$$EHI = \sum_{i=1}^n P_i \times W_i \quad (8)$$

式中, EHI 是生态系统健康指数, EHI 值越大生态系统越健康, P_i 是第 i 个评价指标标准化后数据, W_i 是第 i 个评价指标的权重, n 是评价指标的数量。目前,生态系统健康评价的等级划分尚且没有一个统一的标准。本文参考相关文献研究^[15],将西秦岭的生态系统健康指数分为三个等级,分别是Ⅰ级“健康”(EHI \geq 0.6)、Ⅱ级“亚健康”(0.6>EHI \geq 0.4)和Ⅲ级“不健康”(EHI<0.4)。

2.2.5 生态系统健康变化趋势分析

采用 SEN 趋势度分析西秦岭生态系统健康变化趋势,结合 Mann-Kendall 统计检验法检验变化的显著性趋势。SEN 趋势分析的计算如下^[47]:

$$\beta = \text{Median}\left(\frac{x_j - x_i}{j - i}\right), \quad j > i \quad (9)$$

式中,Median 表示中位数, x_j 和 x_i 表示第 j 年和第 i 年的生态系统健康指数,当 β 大于0表示生态系统呈现出愈加健康的态势, β 小于0表示生态系统呈现出不健康的态势, $\beta = 0$ 表示无变化趋势。

Mann-Kendall 统计检验 S 的计算如下^[48]:

$$S = \sum_{i=1}^{n-1} \sum_{j=i+1}^n \text{sgn}(x_j - x_i), \quad j > i \quad (10)$$

$$\text{sgn}(x_j - x_i) \begin{cases} 1, & x_j - x_i > 0 \\ 0, & x_j - x_i = 0 \\ -1, & x_j - x_i < 0 \end{cases} \quad (11)$$

式中, n 表示时间序列数量,在本研究中 $n < 10$,直接使用统计量 S 进行双边检验,在给定显著性水平 α 下, $|S| \geq S_{\alpha/2}$ 则表明时间序列数据存在显著变化。当取显著性水平 $\alpha = 0.05$ 时, S 值为 ± 1.96 ,基于此将生态系统健康指数变化趋势分为三类:显著下降($S < -1.96$)、无显著性变化($-1.96 < S < 1.96$)、显著上升($S > 1.96$)。

3 结果与分析

3.1 景观格局变化时空特征

2000—2018 年间,研究区内景观类型统计如表 3,主要的景观类型是林地、耕地和草地。林地面积占总面积的 55%以上,2018 年相比于 2000 年的林地面积占比增加 0.78%;耕地面积占到 23%以上,2018 年相比于 2000 年面积减少 1009.98 km²,面积占比下降 0.84%;草地面积占总面积的 19%左右,从 2000 年到 2018 年面积呈现出先降低再升高的趋势。湿地面积逐年增加,从 2000 年的 280.89 km² 增加到 2018 年的 311.13 km²,斑块面积比提高了 0.03%。水体面积在这 19 年间变化较稳定。非自然景观中,城镇用地的面积逐年增加且增势较明显,从 2000 年的 56.43 km² 增加到 2018 年的 340.47 km²。

表 3 2000—2018 年西秦岭景观类型面积和斑块面积比变化

Table 3 Changes of class area and percent of landscape in the Western Qinling Mountains

景观类型 Types of landscape	斑块面积 Patch area/km ²					斑块面积比 Patch area ratio/%				
	2000 年	2005 年	2010 年	2015 年	2018 年	2000 年	2005 年	2010 年	2015 年	2018 年
耕地 Agriculture	29236.59	29144.52	29169.36	29149.02	28226.61	24.24	24.16	24.18	24.16	23.40
林地 Forest	67378.50	67839.03	67622.85	67601.88	68312.25	55.86	56.24	56.07	56.04	56.64
草地 Grassland	23369.94	23081.76	23177.52	23148.90	23277.15	19.38	19.13	19.22	19.19	19.30
湿地 Wetland	280.89	283.50	298.89	310.32	311.13	0.23	0.24	0.25	0.26	0.26
城镇用地 Settlement	56.43	134.64	198.36	278.37	340.47	0.05	0.11	0.16	0.23	0.28
水体 Water	71.64	72.54	71.46	72.72	72.00	0.06	0.06	0.06	0.06	0.06
其他 Other	220.41	78.21	75.96	72.99	74.79	0.18	0.06	0.06	0.06	0.06

斑块密度 PD 反映了景观类型的破碎化程度,其值越小说明景观的破碎化程度越小。2000—2018 年间耕地的 PD 值最大,其次为草地和林地,这三种景观类型的空间格局复杂性程度是最高的,其余 4 种类型的斑块密度值均较小(图 3)。从最大斑块指数 LPI 的分布来看,西秦岭地区的林地景观是绝对优势景观,耕地和草地是优势景观,其余景观类型在研究区内面积占比小(图 3)。林地的面积加权平均形状指数 AWMSI 最高,其次是耕地和草地;而且,这三种景观类型的斑块聚合度 AI 值较高,说明斑块的破碎化程度高,由于城市建设分散导致城镇用地的 AI 值仅次于三种优势景观。

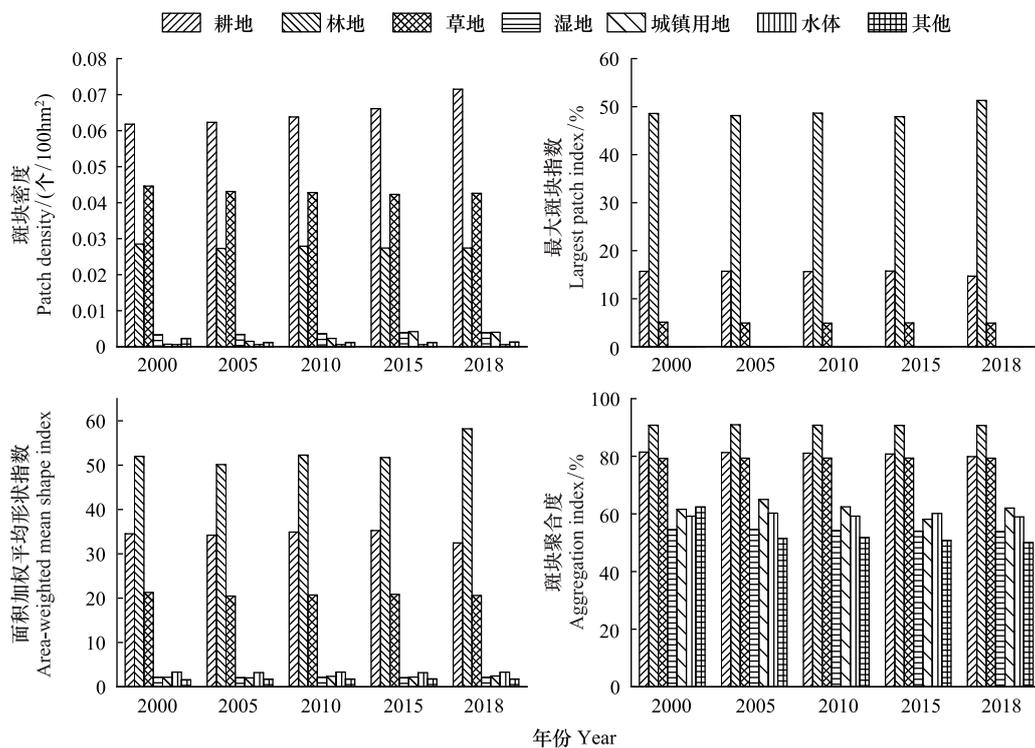


图 3 类型水平景观指数分布特征

Fig.3 Distribution characteristics of landscape indexes at class level

2005 年是蔓延度 CONTAG 变化的转折点,2005 年之前 CONTAG 是增大的趋势,但 2005 年之后呈现出下降的趋势,表明 2005 年后景观中优势斑块之间的连接性处于下降的状态,景观的破碎化程度在上升(图 4)。Shannon 多样性指数 SHDI 和 Shannon 均匀度指数 SHEI 在 2000—2005 年和 2015—2018 年均呈现降低的趋势,2005—2015 年两者又呈现增加的趋势,SHDI 和 SHEI 的变化具有高度一致性。2000—2005 年和 2015—2018 年间,景观的异质性降低、破碎化程度降低,西秦岭地区受优势景观支配的程度变高;而 2005 到 2015 年

间,西秦岭景观连通性降低、破碎化程度提高,各个分块类型在景观中分布更加均匀。

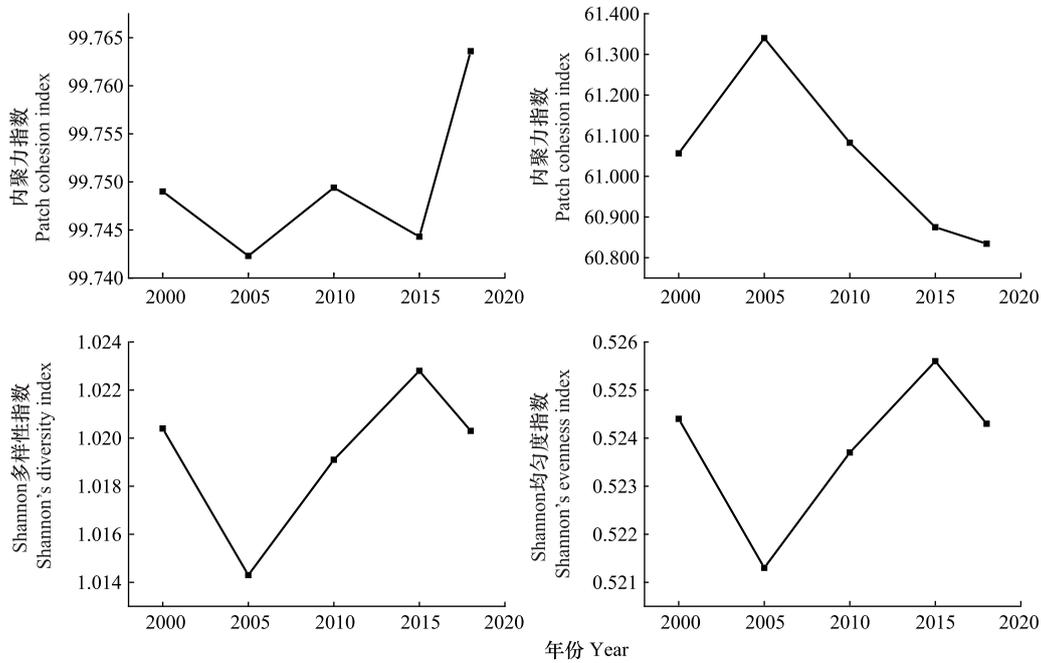


图 4 景观水平景观指数分布特征

Fig.4 Distribution characteristics of landscape index at landscape level

3.2 主要景观类型的动态变化

2000—2018 年西秦岭转出景观类型以耕地、林地和草地为主,耕地转为林地的面积最大达到 928.35 km²,其次是草地转为林地面积达 401.13 km²,林地也有部分转变为耕地和草地;主要的转入类型为林地和草地,城镇用地的转入也位居前列(表 4)。西秦岭景观类型主要在耕地、林地和草地三种类型之间互相转移,湿地、水体和其他类型面积变化不明显。

表 4 2000—2018 年西秦岭景观类型转移矩阵/km²

Table 4 Landscape type transfer matrix of the Western Qinling Mountains

景观类型 Types of landscape		2018 年							总计 Total
		耕地 Agriculture	林地 Forest	草地 Grassland	湿地 Wetland	城镇用地 Settlement	水体 Water	其他 Other	
2000 年	耕地	27769.86	928.35	278.73	0.00	256.86	0.18	2.61	29236.59
	林地	284.22	66835.62	226.08	30.42	1.89	0.00	0.27	67378.50
	草地	169.83	401.13	22772.34	0.00	25.11	0.36	1.17	23369.94
	湿地	0.00	0.18	0.00	280.71	0.00	0.00	0.00	280.89
	城镇用地	0.00	0.00	0.00	0.00	56.43	0.00	0.00	56.43
	水体	0.00	0.00	0.00	0.00	0.18	71.46	0.00	71.64
	其他	2.70	146.97	0.00	0.00	0.00	0.00	70.74	220.41
	总计	28226.61	68312.25	23277.15	311.13	340.47	72.00	74.79	120614.40

三种主要景观类型的扩张类型统计如表 5,空间分布如图 5。耕地景观扩张斑块呈现出零碎化的状态(图 5),研究区南部四川省境内耕地扩张斑块密集,北部扩张斑块较少。超过 29.62%的斑块的扩张指数值小于 0(表 5),这部分扩张斑块的面积是小于原斑块的;扩张指数为正数的扩张斑块面积是大于原斑块面积的,

其中 69.58% 的斑块属于外部扩张式的斑块。研究区北部甘肃省内,耕地景观的扩张模式以邻接扩张为主,但在南部四川省境内外部扩张斑块的数量则相对较多。林地景观扩张模式以邻接式扩张为主(图 5),仅有 42.92% 的斑块属于外部扩张模式,而且大多数分布在林地的周边。林地扩张斑块中 38.51% 的斑块扩张面积是小于原斑块的。林地扩张斑块分布较密集的地区是研究区东南部,其余的斑块分布更为零散。草地景观的扩张模式以邻接式为主占到 62.17%(图 5)。草地扩张斑块的 LEI 值小于 0 的占到 40.93%,相比其余两种景观,草地景观 LEI 值小于 0 的斑块占比最高(表 5),在 LEI 值大于或等于 0 的扩张斑块中超过 64.04% 的斑块是属于外部扩张模式。草地扩张斑块大多位于中西部地区。从三种主要的景观类型的扩张来看,西秦岭地区的景观扩张是以小规模零碎斑块的扩张实现的。

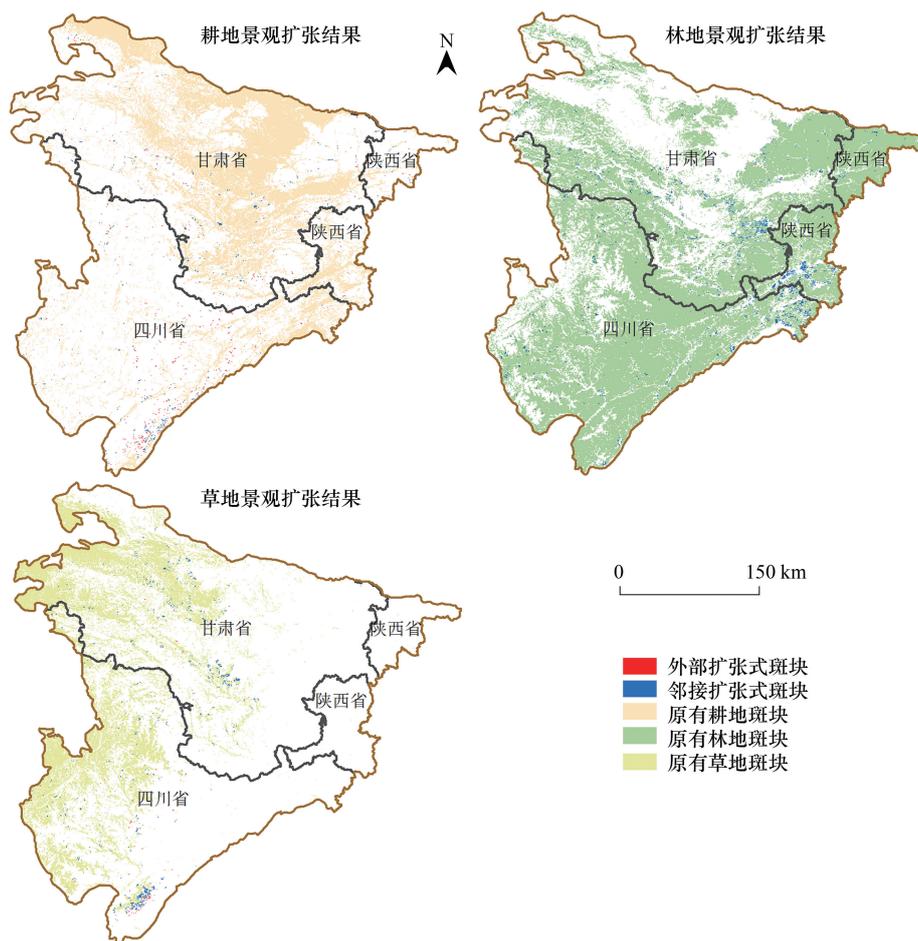


图 5 耕地、林地和草地景观扩张空间分布

Fig.5 Landscape expansion of cropland, forest and grassland

3.3 生态系统健康指数评价

2000—2018 年西秦岭地区的生态系统健康指数的时空分布特征如图 6 所示。研究区南部和东北部大部分地区的生态系统都属于健康状态,约占总面积的 60%;处于亚健康状态的地区约为 37%。南部四川省境内多为健康状态。生态系统健康指数较低的地区集中在研究区中北部,整体上这一地区的生态系统健康指数较低介于 0.4—0.5 之间,生态系统属于亚健康状态。在研究区北部接近黄土高原的区域,分布着指数在 0.4 以下不健康状态的生态系统,且表现出小范围团聚的形态,主要团聚在城镇用地和耕地两种景观类型上,如陇西县生态系统不健康状态集中在城镇用地区域,天水市主要集中在耕地景观类型。

表 5 扩张指数分布区间统计

Table 5 Distribution statistic of LEI on different intervals

扩张模式 Expansion model	扩张指数 范围 LEI intervals	耕地斑块 个数 Number of agriculture patches	耕地斑块 比例/% Proportion of agriculture patches	林地斑块 个数 Number of forest patches	林地斑块 比例/% Proportion of forest patches	草地斑块 个数 Number of grassland patches	草地斑块 比例/% Proportion of grassland patches
外部扩张式 External expansion pattern	1	1448	52.44	749	42.92	611	37.83
邻接扩张式 Adjacent expansion pattern	[0.5, 1)	211	7.64	161	9.23	170	10.53
	[0, 0.5)	284	10.29	163	9.34	173	10.71
	[-0.5, 0)	332	12.02	180	10.32	214	13.25
	(-1, -0.5)	486	17.60	492	28.19	447	27.68

LEI: 景观扩张指数 Landscape expansion index

从时间序列来看,西秦岭地区生态系统处于健康状态的面积在逐渐增加,2000 年面积占比 60.5% 增加到 2018 年 65.6%。然而,处于不健康状态的面积占比从 2000 年的 2.15% 减少到 2018 年的 0.49%,呈逐渐减少的趋势。处于亚健康状态的面积也在逐渐减少,从 2000 年面积占比 39% 减少到 2018 年的 34%。减少的大多数地区是由亚健康转变成为了健康状态,例如中北部处于亚健康状态区间的生态健康指数从 0.4—0.5 上升到 0.5—0.6,说明生态系统健康状态向好发展。

从生态系统健康指数的变化趋势空间分布看(图 7),西秦岭 2000—2018 年间,健康指数增加的地区主要集中在研究区的中北部;而健康指数下降最多的地区位于最南部,其中四川省境内生态健康指数下降的地区较多。西秦岭北部虽然生态健康指数低,但是其健康状态在逐渐好转。整个西秦岭地区,生态健康指数呈下降趋势的地区仅占 16.8%,而增加的地区占到 83.2%,说明西秦岭地区的生态系统健康指数在不断上升,生态系统朝健康状态发展。从生态系统健康指数的变化显著性水平来看(图 7),西秦岭地区超过 13.18% 的地区显著增加,有 86.59% 的地区属于无显著性变化的地区,西秦岭显著减少的面积非常小且分布较为零散。生态健康指数显著增加的地区,主要分布在研究区的甘肃省境内,而其它区域主要表现为无显著性变化。

西秦岭的耕地、林地和草地三种优势景观类型的健康指数有上升的趋势(表 6)。其中,耕地的生态健康指数从 2000 年的 0.5 上升到 2018 年的 0.54,虽然仍属于亚健康的状态,但是表现出向好趋势;林地景观的生态健康指数最高,19 年间在 0.7 左右波动属于健康状态;草地景观从亚健康转为健康状态,2000 年是 0.59 到 2010 年上升到 0.6,持续到 2018 年仍然保持在 0.6 左右。从 2000 到 2018 年,三种优势景观生态系统健康指数增加的地区均超过 80% 以上,其中耕地景观中 88% 的地区生态系统健康指数呈增加趋势。

表 6 西秦岭三种优势景观的生态系统健康指数变化情况

Table 6 Changes of ecosystem health index (EHI) of three dominant landscapes in the Western Qinling Mountains

景观类型 Types of landscape	生态系统健康指数均值 The mean of EHI					2000—2018 年生态系统健康指数变化趋势 Trends in EHI from 2000 to 2018	
	2000 年	2005 年	2010 年	2015 年	2018 年	增加占比	减少占比
耕地 Agriculture	0.50	0.52	0.53	0.54	0.54	0.88	0.12
林地 Forest	0.69	0.70	0.70	0.71	0.70	0.81	0.19
草地 Grassland	0.59	0.59	0.60	0.60	0.60	0.82	0.18

4 讨论

2000—2018 年西秦岭地区耕地面积呈现出逐渐下降趋势,而林地和草地面积呈上升趋势。2000 年国家逐渐施行退耕还林(草)计划,经过几年时间退耕还林还草的成效开始突显^[49],部分耕地转为林地或草地导致耕地景观的破碎化程度增加,而新增的林地和草地还无法与原有的该景观类型连接成片,加之地区人类活

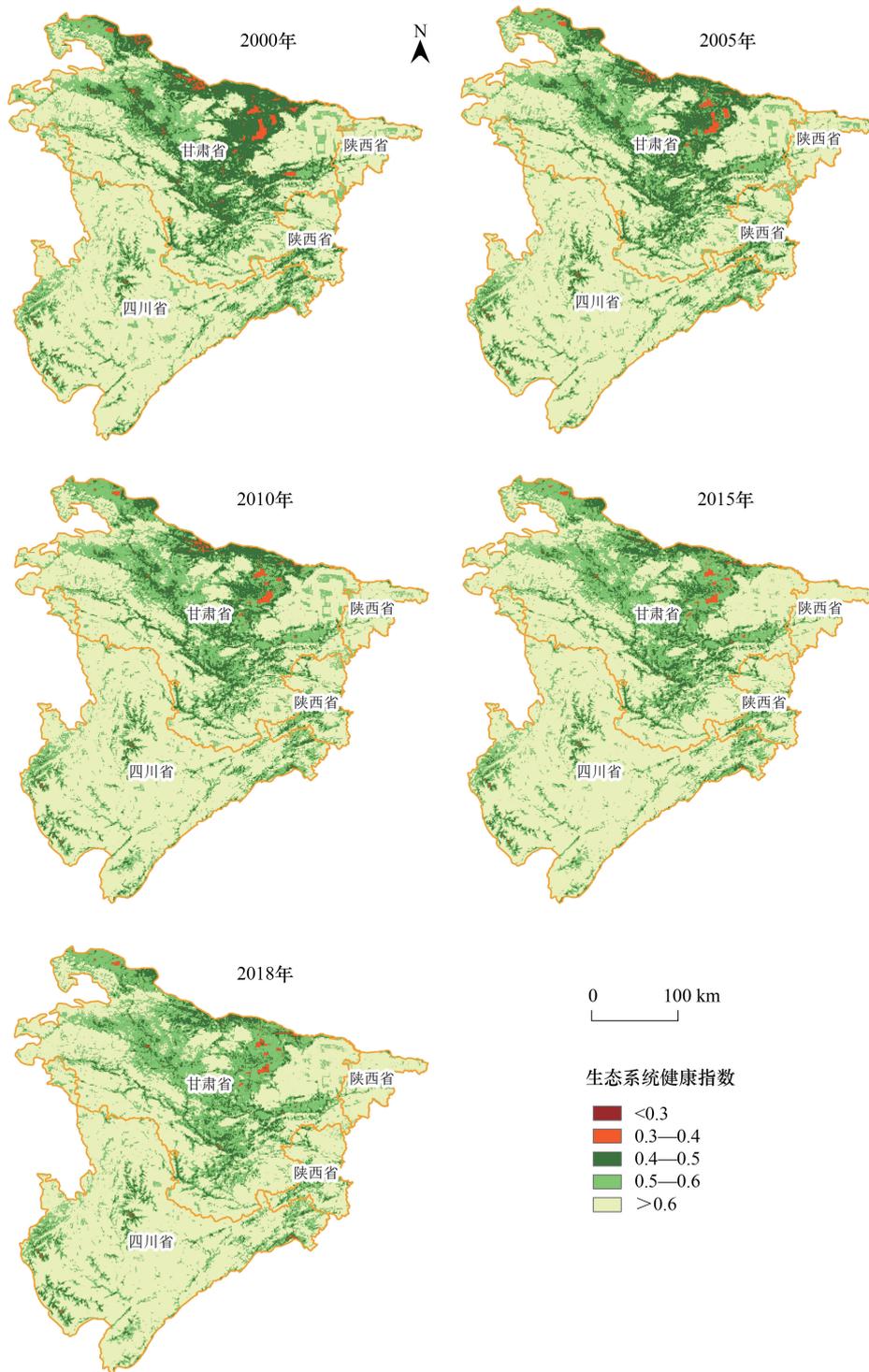


图 6 西秦岭 2000—2018 年生态系统健康指数时空分布

Fig.6 Spatial and temporal distribution of ecosystem health index in Western Qinling Mountains from 2000 to 2018

动干扰的加强,如道路修建、建设用地扩张、矿产开采和水电开发等^[50—51]导致斑块破碎化程度增加。在 2005 年后西秦岭地区的 CONTAG 指数呈下降趋势,而 SHDI 和 SHEI 呈现上升趋势,景观类型朝着均衡化方向发展(图 4)。对比陕西秦岭的研究^[52],也发现与本文相同的变化情况,2000 年后斑块类型趋于均衡分布,在 2005 年景观蔓延度、Shannon 多样性指数出现转折,2005 年之后陕西秦岭的林地和草地景观连接性下降、破碎化程

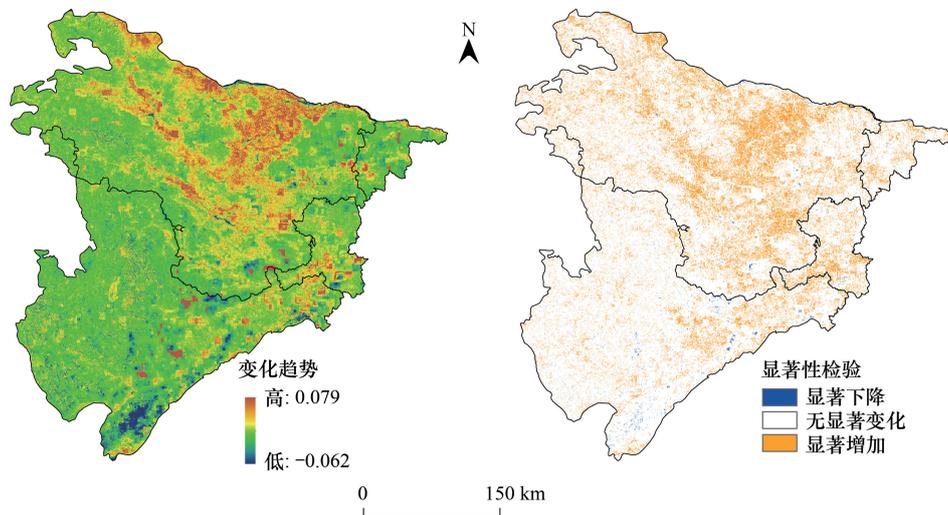


图 7 2000—2018 年西秦岭生态系统健康指数变化趋势及其显著性

Fig.7 Trends and significance of ecosystem health index in Western Qinling Mountains from 2000 to 2018

度增加^[53]。2015—2018 年耕地面积减少而林地面积增加较为明显,说明西秦岭地区更加注重生态保护,贯彻实施退耕还林(草)措施的效果显现^[54]。

城镇用地面积增势较明显,从表 3 可知,2018 年的斑块面积比相较于 2000 年增加了 0.23%,是非优势景观中增长最大的一类,另外其余类型转为城镇用地面积也较大(表 4)。虽然城镇用地相对于整个研究区来说面积较小,但从景观斑块面积的年变化来看,城镇用地的面积增速较快。随着城市化的发展,城镇用地仍然将不断地向外扩张^[55—56]。

研究区南部四川省境内生态系统多处于健康状态,少量区域处于不健康状态。其中,不健康状态地区主要是两类:一是人类活动干扰强烈的地区,如实验区东南角广元境内(图 8);二是区域高寒地带,如黄龙、九寨沟等地区,这些地区植被稀疏、生态环境脆弱(图 9)。然而,研究区中北部靠近黄土高原,景观类型较单一,以耕地景观为主,易受到自然环境和人类胁迫性影响引起土地退化^[57],导致这一带生态系统健康指数偏低。该区域生态系统的不健康状态可能有两方面形成原因。其一,这些地区的景观空间格局较为破碎,且某些地区完全处于某一类景观的内部,无法和其余景观类型形成良好的连通性;多数生态系统处于不健康状态的地区位于人类活动较为强烈的河谷地带或者城镇用地区。人为的影响大,导致景观破碎、生态系统恢复能力低^[58]。其二,这些地区位于秦岭山地北坡西段和黄土高原西南端的交汇边缘地带,特定的地理和气候环境条件下,其生态环境具有脆弱性和敏感性,加上人类干扰影响导致水土流失严重,植被覆盖率低(图 9)。西秦岭处于南北过渡地带,自然环境状况明显不同,其南北的生态系统健康状态也有较大差异,北部较南部健康状况差。而且,西秦岭北部人类活动更加强烈^[59],尤其是城镇建设和矿产开发,加之其植被覆盖度较南部低得多,因而生态环境状况更为恶劣。

5 结论

西秦岭地区的景观类型以林地、草地和耕地为主,这三种优势景观面积占整个地区的 90%以上。2000—2018 年间耕地面积减少而林地面积呈增加的趋势,这三种优势景观间的相互转换也是西秦岭 19 年间景观变化的主要类型。除三种优势景观外,变化较明显的景观是城镇用地,该类型的扩张速度非常快,多分布在河谷地带。西秦岭地区的三种优势景观扩张是通过大量、小规模、零散的斑块扩张实现的。2005 年是西秦岭地区景观多样性、均匀度和蔓延度出现转折的一年,2005 年后秦岭地区的景观趋于均衡发展。

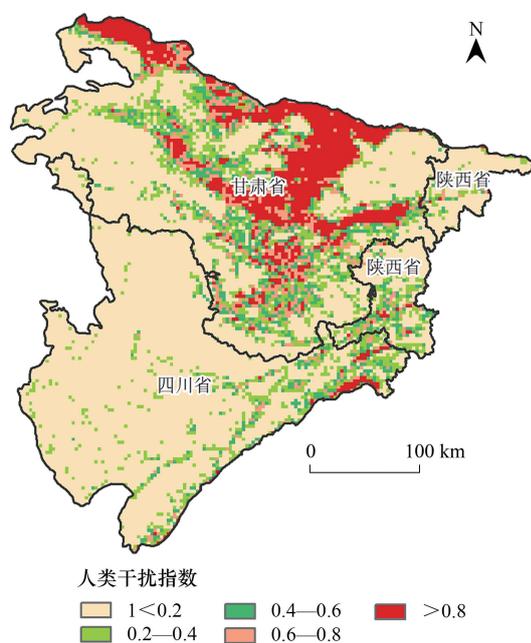


图 8 2018 年西秦岭人类干扰指数空间分布

Fig. 8 Spatial distribution of human disturbance index in the Western Qinling in 2018

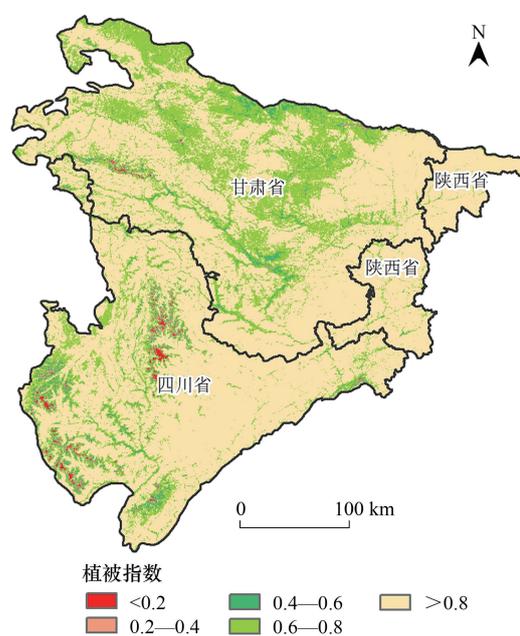


图 9 2018 年西秦岭植被指数空间分布

Fig. 9 Spatial distribution of NDVI in the Western Qinling in 2018

2000—2018 年西秦岭地区的生态系统健康指数分布与景观类型有较大的关系,健康指数较低的地区主要是在耕地和城镇用地区域;耕地景观的健康指数均值小于 0.6,属于亚健康状态,但 19 年中健康指数有所上升,生态系统状态向健康方向发展;而林地是生态系统健康指数最高的一种景观类型,其均值在 0.7 上下波动。另外在生态环境脆弱地带,例如南部的少量高寒山地以及北部两大地形区复合地带的生态系统健康指数较低,对西秦岭的生态保护措施要着重关注这些生态敏感脆弱区。19 年中,西秦岭有超过 60% 以上的区域生态系统属于健康状态,并且健康指数还呈现出增加的趋势,这说明西秦岭地区的生态系统大部分属于健康状态且呈现不断向好的趋势。除了依靠生态系统自身的恢复力,国家的生态保护政策对西秦岭地区的生态环境恢复也具有重要作用。

参考文献 (References):

- [1] Xie YJ, Yu X J, Ng N, Li K, Fang L. Exploring the dynamic correlation of landscape composition and habitat fragmentation with surface water quality in the Shenzhen River and deep bay cross-border watershed, China. *Ecological Indicators*, 2018, 90: 231-246.
- [2] 麻海涛. 耕地质量与耕地景观格局的耦合性研究——以嵊州市为例[D]. 杭州: 浙江大学, 2018.
- [3] 傅伯杰, 陈利顶, 王军, 孟庆华, 赵文武. 土地利用结构与生态过程. *第四纪研究*, 2003, 23(3): 247-255.
- [4] 柳迪子, 杜守帅, 王晨旭. 旅游型乡村景观格局变化及生态系统服务价值响应——以江苏省无锡市太湖国家旅游度假区为例. *水土保持通报*, 2021, 41(5): 264-275, 286.
- [5] Kelly M, Tuxen K A, Stralberg D. Mapping changes to vegetation pattern in a restoring wetland: finding pattern metrics that are consistent across spatial scale and time. *Ecological Indicators*, 2011, 11(2): 263-273.
- [6] Abdullah S A, Nakagoshi N. Changes in landscape spatial pattern in the highly developing state of Selangor, peninsular Malaysia. *Landscape and Urban Planning*, 2006, 77(3): 263-275.
- [7] 刘小平, 黎夏, 陈逸敏, 秦雁, 李少英, 陈明辉. 景观扩张指数及其在城市扩展分析中的应用. *地理学报*, 2009, 64(12): 1430-1438.
- [8] 傅伯杰, 刘世梁, 马克明. 生态系统综合评价的内容与方法. *生态学报*, 2001, 21(11): 1885-1892.
- [9] 彭建, 王仰麟, 吴健生, 张玉清. 区域生态系统健康评价——研究方法与发展. *生态学报*, 2007, 27(11): 4877-4885.

- [10] Harwell M A, Gentile J H, McKinney L D, Tunnell J W Jr, Dennison W C, Kelsey R H, Stanzel K M, Stunz G W, Withers K, Tunnell J. Conceptual framework for assessing ecosystem health. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 2019, 15(4): 544-564.
- [11] Council N R. *Sustainable construction: green building design and delivery* 2nd ed. - Hoboken, N.J.: John Wiley & Sons, 2008.
- [12] 常守志. 基于生态流的城市景观生态变化与优化研究[D]. 长春: 吉林大学, 2019.
- [13] 张渊. 基于 VOR 模型的滇池流域生态系统健康多尺度评价研究[D]. 昆明: 云南财经大学, 2020.
- [14] 徐焯, 杨帆, 颜昌宙. 基于景观格局分析的雄安新区湿地生态健康评价. *生态学报*, 2020, 40(20): 7132-7142.
- [15] 牛明香, 王俊, 徐宾铎. 基于 PSR 的黄河河口区生态系统健康评价. *生态学报*, 2017, 37(3): 943-952.
- [16] 徐国荣, 马维伟, 李广, 张宏奎. 基于 PSR 模型的甘南杂海湿地生态系统健康评价. *水土保持通报*, 2019, 39(6): 275-280.
- [17] 沙宏杰, 张东, 施顺杰, 刘兴兴. 基于耦合模型和遥感技术的江苏中部海岸带生态系统健康评价. *生态学报*, 2018, 38(19): 7102-7112.
- [18] 郭秀锐, 杨居荣, 毛显强. 城市生态系统健康评价初探. *中国环境科学*, 2002, 22(6): 525-529.
- [19] Peng J, Liu Y X, Wu J S, Lv H L, Hu X X. Linking ecosystem services and landscape patterns to assess urban ecosystem health: a case study in Shenzhen City, China. *Landscape and Urban Planning*, 2015, 143: 56-68.
- [20] Kesgin Atak B, Ersoy Tonyaloğlu E. Monitoring the spatiotemporal changes in regional ecosystem health: a case study in Izmir, Turkey. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2020, 192(6): 385.
- [21] 刘思怡, 丁建丽, 张钧泳, 张振华, 陈香月, 玛依拉·热西丁. 艾比湖流域草地生态系统环境健康遥感诊断. *草业学报*, 2020, 29(10): 1-13.
- [22] 朱卫红, 郭艳丽, 孙鹏, 苗承玉, 曹光兰. 图们江下游湿地生态系统健康评价. *生态学报*, 2012, 32(21): 6609-6618.
- [23] 张月琪, 张志, 江隰倩, 沈小雪, 李瑞利. 粤港澳大湾区典型城市红树林生态系统健康评价与管理对策. *中国环境科学*, 2022, 42(5): 2352-2369.
- [24] 蒋旻婧. 基于土地利用景观格局变化的滇池流域生态系统健康评价研究[D]. 昆明: 云南财经大学, 2019.
- [25] 王瑗. 流域尺度景观格局时空演变与生态系统健康评价研究[D]. 长春: 东北师范大学, 2012.
- [26] Liu G Y, Yang Z F, Chen B, Zhang Y, Zhang L X, Zhao Y W, Jiang M M. Emergy-based urban ecosystem health assessment: a case study of Baotou, China. *Communications in Nonlinear Science and Numerical Simulation*, 2009, 14(3): 972-981.
- [27] 王根绪, 刘国华, 沈泽昊, 王文志. 山地景观生态学研究进展. *生态学报*, 2017, 37(12): 3967-3981.
- [28] 杜子图, 吴淦国, 吕古贤, 王平安, 董法宪. 西秦岭及周边地区构造体系划分与构造演化. *地质力学学报*, 1998, 4(3): 41-49.
- [29] Liu X X, Yu L, Si Y L, Zhang C, Lu H, Yu C Q, Gong P. Identifying patterns and hotspots of global land cover transitions using the ESA CCI Land Cover dataset. *Remote Sensing Letters*, 2018, 9(10): 972-981.
- [30] 吴健生, 罗可雨, 赵宇豪. 深圳市近 20 年城市景观格局演变及其驱动因素. *地理研究*, 2020, 39(8): 1725-1738.
- [31] 方庆, 董增川, 刘晨, 山成菊. 基于景观格局的区域生态系统健康评价——以滦河流域行政区为例. *南水北调与水利科技*, 2012, 10(6): 37-41.
- [32] 袁毛宁, 刘焱序, 王曼, 田璐, 彭建. 基于“活力—组织力—恢复力—贡献力”框架的广州市生态系统健康评估. *生态学杂志*, 2019, 38(4): 1249-1257.
- [33] 武鹏飞, 周德民, 官辉力. 一种新的景观扩张指数的定义与实现. *生态学报*, 2012, 32(13): 4270-4277.
- [34] 王春叶. 基于遥感的生态系统健康评价与生态红线划分——以浙江省海岸带为例 [D]. 上海: 上海海洋大学, 2016.
- [35] Peng J, Liu Y X, Li T Y, Wu J S. Regional ecosystem health response to rural land use change: a case study in Lijiang City, China. *Ecological Indicators*, 2017, 72: 399-410.
- [36] 秦艳丽, 时鹏, 何文虹, 霍春平, 李鹏, 李占斌, 杨殊桐, 冯朝红. 西安市城市化对景观格局及生态系统服务价值的影响. *生态学报*, 2020, 40(22): 8239-8250.
- [37] 吴海珍, 阿如早, 郭田保, 孙紫英. 基于 RS 和 GIS 的内蒙古多伦县土地利用变化对生态服务价值的影响. *地理科学*, 2011, 31(1): 110-116.
- [38] 肖风劲, 欧阳华. 生态系统健康及其评价指标和方法. *自然资源学报*, 2002, 17(2): 203-209.
- [39] 刘明华, 董贵华. RS 和 GIS 支持下的秦皇岛地区生态系统健康评价. *地理研究*, 2006, 25(5): 930-938.
- [40] 燕守广, 李辉, 李海东, 张银龙. 基于土地利用与景观格局的生态保护红线生态系统健康评价方法——以南京市为例. *自然资源学报*, 2020, 35(5): 1109-1118.
- [41] 谢高地, 鲁春霞, 冷允法, 郑度, 李双成. 青藏高原生态资产的价值评估. *自然资源学报*, 2003, 18(2): 189-196.
- [42] 谢高地, 张彩霞, 张雷明, 陈文辉, 李士美. 基于单位面积价值当量因子的生态系统服务价值化方法改进. *自然资源学报*, 2015, 30(8):

- 1243-1254.
- [43] Costanza R, d'Arge R, de Groot R, Farber S, Grasso M, Hannon B, Limburg K, Naeem S, O'Neill R V, Paruelo J, Raskin R G, Sutton P, van den Belt M. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 1997, 387(6630): 253-260.
- [44] 王宁, 杨光, 韩雪莹, 贾光普, 刘峰, 李涛, 贾宁. 内蒙古 1990—2018 年土地利用变化及生态系统服务价值. *水土保持学报*, 2020, 34(5): 244-250.
- [45] 王秀兰, 包玉海. 土地利用动态变化研究方法探讨. *地理科学进展*, 1999, 18(1): 81-87.
- [46] 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): 105-111.
- [47] Sen P K. Estimates of the regression coefficient based on Kendall's tau. *Journal of the American Statistical Association*, 1968, 63(324): 1379-1389.
- [48] 蔡博峰, 于嵘. 基于遥感的植被长时序趋势特征研究进展及评价. *遥感学报*, 2009, 13(6): 1170-1186.
- [49] 王立安, 钟方雷. 西部山区退耕还林工程绩效评价——以陇南市武都区为例. *开发研究*, 2011(1): 94-97.
- [50] 杨斌, 詹金凤, 李茂娇. 岷江上游流域环境脆弱性评价. *国土资源遥感*, 2014, 26(4): 138-144.
- [51] 郑晓. 陇南地区土地利用/覆被变化及生态环境效应研究[D]. 兰州: 兰州大学, 2010.
- [52] 卢雅茹. 基于景观格局演变的秦岭生态系统健康评价[D]. 西安: 长安大学, 2021.
- [53] 郭少壮, 白红英, 孟清, 赵婷, 黄晓月, 齐贵增. 秦岭地区林地与草地景观格局变化及其驱动因素. *生态学报*, 2020, 40(1): 130-140.
- [54] 武都区林草局. 陇南市武都区新一轮退耕还林工程成效显著.[2020-12-15]. <http://lycy.gansu.gov.cn/contents/87498.html>.
- [55] 王珞珈, 董晓峰, 刘星光. 人口城市化与土地城市化质量耦合协调性的时空特征——以甘肃省 12 个中心城市为例. *应用生态学报*, 2016, 27(10): 3335-3343.
- [56] 薛丹. 中国西北地区城市土地利用效率时空演变及其影响因素研究[D]. 兰州: 兰州大学, 2021.
- [57] 李鹏山. 农田系统生态综合评价及功能权衡分析研究[D]. 北京: 中国农业大学, 2017.
- [58] 汲玉河, 周广胜, 王树东, 王丽霞, 周梦子. 2000—2019 年秦岭地区植被生态质量演变特征及驱动力分析. *植物生态学报*, 2021, 45(6): 617-625.
- [59] 丁丽. 陇南金矿区矿山环境遥感监测与 GIS 评价研究[D]. 长沙: 中南大学, 2010.