

近40 a 秦岭生境质量时空变化特征及驱动机制

武文琦^{1,2}, 赵 燕¹, 田瀚文^{1,2}, 陈怡平^{3,1*}

1. 中国科学院地球环境研究所 黄土与第四纪地质国家重点实验室, 西安 710061

2. 中国科学院大学, 北京 100049

3. 陕西省秦岭生态安全重点实验室, 西安 710043

摘 要: 运用 InVEST 模型, 研究秦岭生境质量时空变化及驱动机制, 以期为秦岭生态文明建设与秦岭区域可持续发展提供理论依据。结果表明: 秦岭土地利用方式以林地和草地为主, 主要分布于中、西部, 耕地与建设用地主要分布在东、南部。人类对秦岭干扰程度在 2000 年后开始增加, 土地利用变幅超过总面积的 2%。1980 年、1990 年、2000 年、2010 年、2020 年, 秦岭的平均生境质量 (范围 0—1) 分别为 0.7592、0.7594、0.7586、0.7585、0.7617, 均处于“较高”等级。空间分布上, 秦岭生境质量中、西部等级高, 而东、南部等级低。在像元尺度上, 秦岭生境质量较为稳定, 显著变化的区域面积仅为 2.74%。显著升高的区域主要集中在西南部略阳、勉县等区县, 显著降低的区域主要集中在东部的洛南、商州等区县。秦岭的生境质量表现出显著的空间集聚特征, 21 世纪后, 秦岭高质量生境集聚区域面积扩张, 低质量的生境集聚区域面积降低。土地利用程度是影响秦岭生境质量最大的驱动因子, 与之呈现显著的负相关关系, 且影响范围分布于全域。秦岭生境质量的降低源于人类活动引起生境威胁源——建设用地与耕地的扩张, 而生境质量的升高可能源于“退耕还林还草”、《陕西省秦岭生态环境保护条例》等其他生态保护政策的实施。今后, 秦岭的生态保护与建设, 一方面仍要继续推进生态保护工作; 另一方面要加大对秦岭东部 (如商州区、洛南县与丹凤县等) 与南部 (如汉阴县、汉滨区等) 的关注。秦岭生境质量的增长优势在 2010 年后更为显著, 充分说明“五位一体”总体布局极大推动了秦岭生态文明建设进程。

关键词: 生境质量; InVEST 模型; 秦岭; 土地利用变化; 生物多样性

Spatio-temporal variation characteristics and driving mechanism of habitat quality of Qinling Mountains in recent 40 years

WU Wenqi^{1,2}, ZHAO Yan¹, TIAN Hanwen^{1,2}, CHEN Yiping^{3,1*}

1. State Key Laboratory of Loess and Quaternary Geology, Institute of Earth Environment, Chinese Academy of Sciences, Xi'an 710061, China

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

3. Shaanxi Key Laboratory of Qinling Ecological Security, Xi'an 710043, China

Abstract: *Background, aim, and scope* Qinling Mountains are the dividing line between north and south China and important ecological barriers in China. They play important ecological roles in water conservation, nutrient retention, carbon fixation and oxygen release, etc. The ecological quality of Qinling Mountains is closely related to the high-quality development of China. In order to provide a scientific basis for ecological civilization

收稿日期: 2022-07-13; 录用日期: 2022-10-20; 网络出版: 2022-11-15

Received Date: 2022-07-13; Accepted Date: 2022-10-20; Online first: 2022-11-15

通信作者: 陈怡平, E-mail: lifesci@ieecas.cn

Corresponding Author: CHEN Yiping, E-mail: lifesci@ieecas.cn

引用格式: 武文琦, 赵 燕, 田瀚文, 等. 2023. 近40 a 秦岭生境质量时空变化特征及驱动机制 [J]. 地球环境学报, 14(4): 488–504.

Citation: Wu W Q, Zhao Y, Tian H W, et al. 2023. Spatio-temporal variation characteristics and driving mechanism of habitat quality of Qinling Mountains in recent 40 years [J]. *Journal of Earth Environment*, 14(4): 488–504.

construction and sustainable development in the Qinling Mountains, this study analyzes the temporal and spatial changes of habitat quality in Qinling Mountains, and the impact of driving factor land use change on habitat quality in the past 40 years. **Materials and methods** This study evaluated habitat quality based on land use data. Firstly, the land use data of Qinling Mountains are analyzed. The land use data were reclassified and vectorized by ArcGIS 10.5 software. Through superposition analysis, the conversion mode and area change of different land use types between adjacent two periods of data were calculated, and the land use transfer matrix was obtained. Then, habitat quality model in InVEST model was used to analyze habitat quality of Qinling Mountains. Based on the sensitivity of the ecosystem to the threat sources, the influence distance of the threat sources, and the degree of interaction between the threat sources, the habitat degradation degree of Qinling Mountains can be obtained, and then the habitat quality can be evaluated. Subsequently, the dynamic analysis of the habitat quality at the pixel scale and the hot spot analysis were carried out to determine the temporal and spatial characteristics and changes of the habitat quality of the Qinling Mountains. Finally, based on MATLAB, the spatial correlation between the habitat quality of Qinling Mountains and natural factors such as precipitation, temperature and human factors such as land use degree is analyzed. **Results** Forest and grassland are the main land use methods in Qinling Mountains, accounting for about 79.67% of the area. From 1980 to 2000, the conversion of land use types in the Qinling Mountains was relatively small. After 2000, the conversion increased, and the proportion of the area of a single land use conversion can reach a maximum of more than 2%. The results of the five-phase study from 1980 to 2020 showed that the average of the habitat quality of Qinling Mountains was 0.7592, 0.7594, 0.7586, 0.7585, and 0.7617, which has always been at a “high” level. On the pixel scale, the habitat quality of Qinling Mountains is relatively stable, and the area with significant changes is only 2.74%. The regions with significant increase are mainly concentrated in Lueyang, Mianxian and other counties or districts in the southwest, while the regions with significant decrease are mainly concentrated in Luonan and Shangzhou and other counties or districts in the east. On the spatial scale, the habitat quality of the Qinling Mountains is high in the middle and west, and low in the east and south. The significant increase was mainly concentrated in the southwest, while the significant decrease was mainly concentrated in the northeast. The habitat quality of Qinling Mountains also showed significant spatial agglomeration characteristics. After the 21st century, high-value agglomeration area, which is the area of hot spots in the habitat quality of Qinling Mountains expanded, and low-value agglomeration area, which is the area of cold spots decreased. The cold spots of Qinling habitat quality are mainly distributed in the southern and eastern parts of the Qinling Mountains, and the hot spots are mainly distributed in the eastern Qinling Mountains. The land use degree was the biggest driving factor affecting the habitat quality in Qinling Mountains, and there was a significant negative correlation with it. The effects of average annual temperature, maximum temperature, minimum temperature and land use degree on the habitat quality in the Qinling Mountains were scattered in the whole region. The influence range of annual precipitation is mainly concentrated in the central and western regions. The influence range of potential evapotranspiration is mainly concentrated in the west. The influence range of relative humidity is mainly concentrated in the southern border and the northeast. **Discussion** The changes in habitat quality of the Qinling Mountains originated from changes in land use, which were determined by local human activities. During the 40 years from 1980 to 2020, the degradation of the habitat quality of the Qinling Mountains was mainly due to the disturbance of local human activities, which caused two major threats—the expansion of construction land and cultivated land, which further led to an increase in the scope of threats to the habitat. In the past 10 years, the habitat quality of Qinling Mountains has rebounded, which may be related to the “Grain for Green” policy, “Regulations of Qinling Ecological Environment Protection in Shaanxi Province” and other implementation of ecological protection policies, which led to the conversion of habitat threat sources to land use types with high habitat suitability, further reducing the impact of habitat threats. **Conclusions** From 1980

to 2020, 1.61% of the habitat quality in Qinling Mountains was significantly reduced, but it was always at the “high” level, showing the spatial characteristics of being high in the central and western regions and relatively low in the east and southern regions. Since 1980, economic development has accelerated the expansion of habitat threats and increased human disturbance to the habitat. However, the improvement of the habitat quality of the Qinling Mountains in the past 10 years reflects that the ecological protection work of the Qinling Mountains has achieved results. The land use degree is the biggest driving factor affecting the habitat quality in Qinling Mountains, and it is significantly negatively correlated with it. **Recommendations and perspectives** Ecological protection work in the Qinling Mountains has been effective from 1980 to 2020. In the future, the protection and construction of the Qinling Mountains should not only maintain the existing efforts, but also pay more attention to the work in the eastern part of the Qinling Mountains (such as Shangzhou District, Luonan County and Danfeng County, etc.) and the southern part (Hanyin County, Hanbin District, etc.). The growth advantage of Qinling’s habitat quality is more significant after 2010, which fully shows that the Five-sphere Integrated Plan has greatly promoted the construction of Qinling’s ecological civilization.

Key words: habitat quality; InVEST model; Qinling Mountains; land use change; biodiversity

伴随着粗放式发展, 人类活动对自然生态系统的干扰程度随之增强。土地利用方式是生境质量变化的主要驱动因子, 它的变化会直接影响生态系统健康与服务功能, 甚至导致生态系统退化。生境质量是生态系统健康状况的指示器, 一定程度上反映生物多样性丰度、生态系统服务功能强弱与健康状况 (杨志鹏等, 2018; 薛晓玉等, 2020; 张学儒等, 2020)。目前, 国内外评估生境质量的方法主要有两类: 一类是基于实地调查的微尺度评估, 另一类是基于相关模型分析的大尺度评估。前者多基于实地调查获得的样品或数据, 依据相应指标体系进行评估, 这方面已经开展一些研究工作, 如对敦煌西湖自然保护区 (刘旻霞, 2009)、三峡库区 (陈森等, 2019)、南水北调东线工程徐州段 (王雁等, 2016)、西班牙西斯特拉岛湿地 (Muñoz-Barcia et al., 2019) 等的生境质量评估。第二种评估方法使用模型评估, 较前者的实地调查来说, 方便快捷、成本少、表征生物多样性更加宏观, 但是精准度不够客观。常用模型包括: InVEST、ARIES 及 SolVES (薛晓玉等, 2020), 其中 InVEST 模型因其发展最为完善 (黄从红, 2014), 具有空间可视化 (王秀明等, 2020), 可以体现空间异质性与时间差异性等优点, 应用较为广泛。例如: Yohannes et al. (2021) 利用 InVEST 模型对埃塞俄比亚高原的贝雷萨流域多年来生境质量变化进行了评估; Bai et al. (2018) 将 InVEST 模型与 Markov

与 CLUE_S 模型耦合, 评估上海生境质量等生态服务价值, 以确定生态红线划分范围; 任涵等 (2018)、张文静等 (2019) 及周婷等 (2021) 分别利用 InVEST 模型对太行山淇河流域、山东半岛沿海地区与神农架林区进行生境质量评估及土地利用对其影响的研究。InVEST 模型开发至今, 已在各地区、各尺度开展了广泛的应用, 用以评估当地各种生态系统服务功能。

秦岭和合南北, 泽被天下, 是我国的中央水塔, 是中华民族的祖脉, 是中华文化的象征。秦岭也是我国南北分界线与重要生态屏障, 在水源涵养、养分固持、固碳释氧等方面发挥着重要的生态作用。因此, 秦岭生态的好坏关系到秦岭生物多样性保护成效与生态文明建设, 利用模型开展秦岭生态系统服务功能的评估工作也尤为重要。目前, InVEST 模型在秦岭的应用多集中于水源涵养 (宁亚洲等, 2020; 王茜和李宛莹, 2021)、土壤保持 (李婷等, 2014; 李明月, 2021) 或水质净化 (范亚宁, 2017) 等生态系统服务功能的评估, 且其评估方位多基于秦岭局部地区, 如针对秦岭北麓 (范亚宁, 2017)、秦岭丹江流域 (李明月, 2021) 的评估。且前人研究时间尺度较短, 多为 10 a (范亚宁, 2017; 宁亚洲等, 2020; 王茜和李宛莹, 2021), 最长时间尺度也只有 19 a (李明月, 2021)。基于 InVEST 模型对秦岭全域、长时间尺度的生境质量评估工作尚未报道。为此, 本文基于秦岭高精度土地利用数据, 运用

InVEST 模型分析狭义秦岭 40 a 来生境质量的时空变化趋势,探讨土地利用变化对生境的影响,旨在为秦岭地区的生态文明建设与可持续发展提供科学对策。

1 研究区与研究方法

1.1 研究区概况

研究区为狭义秦岭,范围参考《陕西省秦岭生态环境保护总体规划》(http://www.shaanxi.gov.cn/zfxgk/zfgb/2020/d17q/202009/t20200921_1728563.html),南北以秦岭山体坡底为界,东西以陕西省界为界(图1)。研究区域地理范围为 $32^{\circ}28'53''$ — $34^{\circ}32'23''$ N, $105^{\circ}29'18''$ — $111^{\circ}01'54''$ E,海拔高度164—3748 m,年均温 -4 — 17°C ,年降水量600—1200 mm(马新萍,2015)。秦岭南北坡气候差异大,北坡为暖温带半湿润气候,南坡为亚热带湿润气候,从而导致秦岭南北坡植被类型差异性较大:北坡以暖温带落叶阔叶林为主,南坡主要以北亚热带落叶阔叶、常绿阔叶混交林为主(孙华等,2009)。同时秦岭也是世界生物基因库之一,生物多样性丰富,秦岭陕西段内有19种国家一级重点保护野生动物(陈怡平,2019),如朱鹮、大熊猫、金丝猴、羚牛等。

1.2 研究方法

1.2.1 土地利用转移矩阵分析

通过 ArcGIS 10.5 软件对土地利用数据进行重分类、矢量化等操作,然后对各期数据进行数量统计,通过叠加分析,计算相邻的两期数据间不同土地利用类型数据的转换方式与面积变化,得出土地利用转移矩阵。

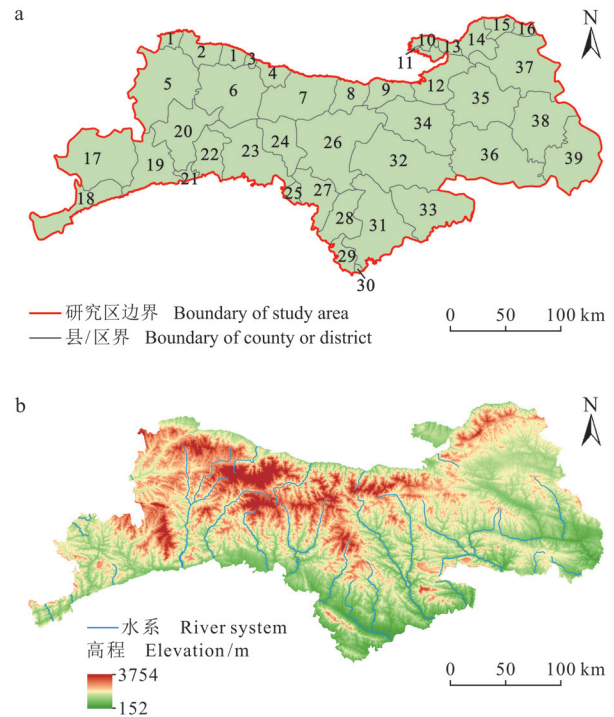
1.2.2 生境质量分析

利用 InVEST 模型的生境质量模块(habitat quality model)对秦岭生境质量进行评价。模块将土地利用类型与生态系统的威胁因子进行关联,基于生态系统对威胁源的敏感性、威胁源的影响距离、威胁源间相互影响的程度等,得出生态系统的生境退化程度(取值范围0—1),具体计算过程如下(钟莉娜和王军,2017):

$$D_{xy} = \sum_{r=1}^R \sum_{y=1}^{Y_r} (w_r \div \sum_{r=1}^R w_r) \times r_y \times i_{rxy} \times \beta_x \times S_{jr} \quad (1)$$

式中: D_{xy} 为地类 j 中栅格 x 的生境退化度; r 为威胁源; R 为威胁源 r 的个数; y 为威胁源栅格图

上的单元栅格; Y_r 为栅格 y 的个数; w_r 为威胁源 r 的权重,是威胁源对所有生境的相对破坏性,取值范围为0—1; r_y 为栅格 y 的威胁源强度; i_{rxy} 为威胁源 r 在栅格 x 对栅格 y 的影响,其空间衰减方式分为线性和指数两种方式; β_x 为栅格 x 在生境中的抗干扰水平; S_{jr} 为地类 j 对威胁源 r 的敏感程度。



- 1: 陈仓; 2: 渭滨; 3: 岐山; 4: 眉县; 5: 凤县; 6: 太白; 7: 周至; 8: 郿邑; 9: 长安; 10: 临潼; 11: 灞桥; 12: 蓝田; 13: 临渭; 14: 华州; 15: 华阴; 16: 潼关; 17: 略阳; 18: 宁强; 19: 勉县; 20: 留坝; 21: 汉台; 22: 城固; 23: 洋县; 24: 佛坪; 25: 西乡; 26: 宁陕; 27: 石泉; 28: 汉阴; 29: 紫阳; 30: 岚皋; 31: 汉滨; 32: 镇安; 33: 旬阳; 34: 柞水; 35: 商州; 36: 山阳; 37: 洛南; 38: 丹凤; 39: 商南。
- 1: Chencang; 2: Weibin; 3: Qishan; 4: Meixian; 5: Fengxian; 6: Taibai; 7: Zhouzhi; 8: Huiyi; 9: Chang'an; 10: Lintong; 11: Baqiao; 12: Lantian; 13: Linwei; 14: Huazhou; 15: Huayin; 16: Tongguan; 17: Lueyang; 18: Ningqiang; 19: Mianxian; 20: Liuba; 21: Hantai; 22: Chenggu; 23: Yangxian; 24: Foping; 25: Xixiang; 26: Ningshan; 27: Shiquan; 28: Hanyin; 29: Ziyang; 30: Langao; 31: Hanbin; 32: Zhen'an; 33: Xunyang; 34: Zhashui; 35: Shangzhou; 36: Shanyang; 37: Luonan; 38: Danfeng; 39: Shangnan.

图1 研究区域(a)与DEM示意图(b)

Fig. 1 Study area (a) and DEM of Qinling Mountains (b)

公式(1)中, i_{rxy} 的公式表达如下(钟莉娜和王军,2017):

$$i_{rxy} = 1 - d_{xy} \div d_{r\max} \quad (2)$$

$$i_{rxy} = e^{-2.99 \div d_{r \max} \times d_{xy}} \quad (3)$$

式中： d_{xy} 为栅格 x 和栅格 y 间线性距离； $d_{r \max}$ 为威胁源 r 的最大胁迫距离。公式 (2) 适用于威胁源为线性衰减时，公式 (3) 适用于威胁源为指数衰减时。

在生境退化度计算基础上，继续进行生境质量的计算，其公式如下（钟莉娜和王军，2017）：

$$Q_{xj} = H_j \times [1 - D_{xj}^z \div (D_{xj}^z + k^z)] \quad (4)$$

式中： Q_{xj} 为地类 j 中栅格 x 的生境质量； H_j 为地类 j 的生境适宜性； z 为模型默认参数，通常设为 2.5； k 为半饱和常数，是生境退化度最大值的一半，即 0.5。

InVEST 模型生境质量模块运行基于土地利用数据、生境威胁源数据及其相对权重、不同地类对威胁源的敏感程度、各地类的生境适宜度等参数。综合考虑前人研究（包玉斌等，2015；任涵等，2018）及秦岭实际情况，将秦岭生境中人类干预程度最大的两个一级地类——耕地与建设用地作为生境威胁源，其对应二级地类：水田、旱地、城镇用地、农村居民点与其他建设用地同样为威胁源（图 2）。参考《InVEST 模型用户指导手册》（<https://storage.googleapis.com/releases.naturalcapitalproject.org/invest-userguide/latest/index.html>）和文献（任涵等，2018；Bai et al., 2018；黄木易等，2020；王燕等，2020；刘纯军等，2021），量化威胁源的权重、最大胁迫距离与空间衰减方式，土地不同利用类型的生境适宜度（表 1、表 2）。

1.2.3 变化率

生境质量变化率能够描述其在一段时间内的变化程度。变化率为正值时，表明在该段时间内生境质量呈升高趋势，变化率为负值时，表明生境质量呈降低趋势。变化率的计算公式如下（张学儒等，2020）：

$$v = (P_{t1} - P_{t0}) \div P_{t0} \times 100\% \quad (5)$$

式中： v 为生境质量的变化率； P_{t1} 为生境质量的末期值； P_{t0} 为生境质量的初期值。

1.2.4 生境质量等级划分

采用 ArcGIS 10.5 的重分类功能，将 InVEST 模型结果进行等级划分，生境质量分为五等：低等 [0, 0.2]、较低等 (0.2, 0.4]、中等 (0.4, 0.6]、较高等 (0.6, 0.8]、高等 (0.8, 1.0]（包玉斌等，2015；

任涵等，2018；张学儒等，2020）。

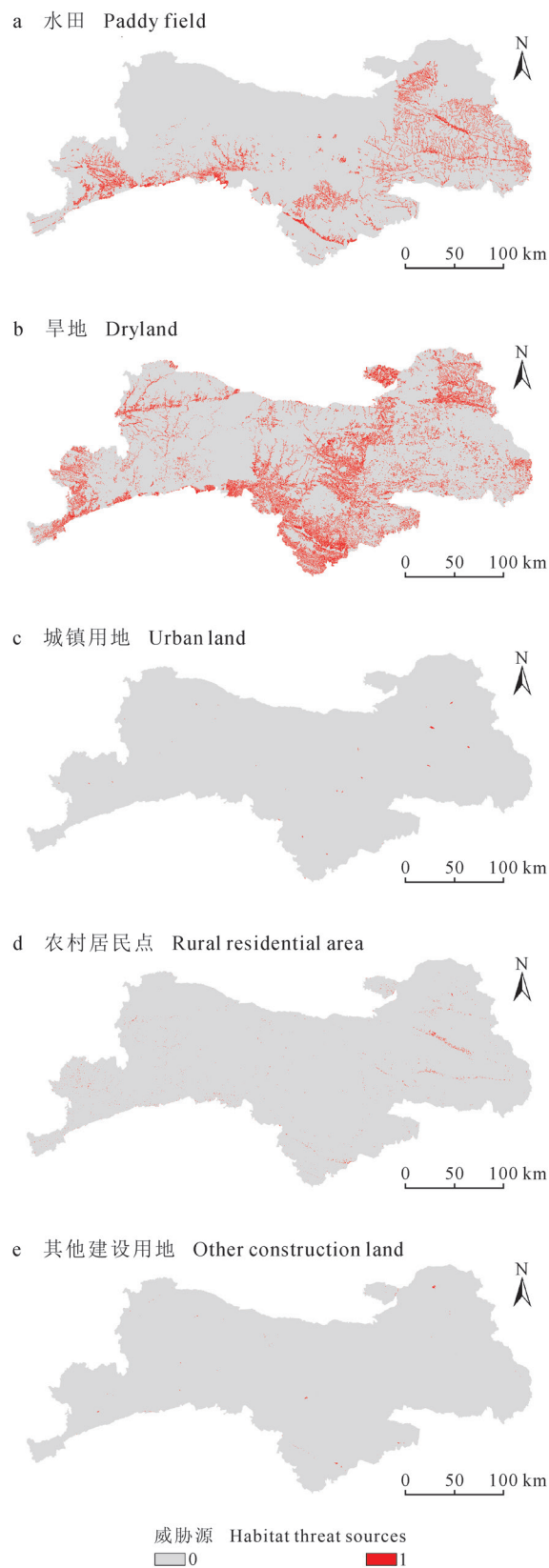


图 2 秦岭生态系统生境威胁源
Fig. 2 Habitat threat sources in Qinling ecosystem

表1 生境威胁源的相对权重、最大胁迫距离与空间衰减方式

Tab. 1 Relative weight, maximum stress distance and spatial attenuation of habitat threat sources			
威胁源 Habitat threat sources	相对权重 Relative weight	最大胁迫距离 Maximum stress distance/m	空间衰减方式 Spatial attenuation
水田 Paddy field	0.7	6	线性 Linear
旱地 Dryland	0.7	6	线性 Linear
城镇用地 Urban land	1.0	10	指数 Exponential
农村居民点 Rural residential area	0.8	5	指数 Exponential
其他建设用地 Other construction land	1.0	12	指数 Exponential

表2 各地类的生境适宜度及对不同威胁源的敏感程度

Tab. 2 Habitat suitability and sensitivity to different threat sources of different land use types						
土地利用类型 Land use classification	生境适宜度 Habitat suitability	各地类对不同威胁源的敏感程度 Sensitivity to different threat sources of different land use types				
		水田 Paddy field	旱地 Dryland	城镇用地 Urban land	农村居民点 Rural residential area	其他建设用地 Other construction land
水田 Paddy field	0.5	0.30	0.30	0.50	0.30	0.50
旱地 Dryland	0.5	0.30	0.30	0.50	0.30	0.50
有林地 Forested land	1.0	0.60	0.60	0.90	0.70	0.80
灌木林 Shrubbery	0.9	0.50	0.50	0.70	0.60	0.70
疏林地 Thin stocked land	0.7	0.40	0.40	0.80	0.60	0.70
其他林地 Other forest	0.4	0.40	0.40	0.80	0.60	0.70
高覆盖草地 High coverage grassland	0.8	0.40	0.45	0.60	0.60	0.40
中覆盖草地 Medium coverage grassland	0.7	0.45	0.50	0.65	0.50	0.50
低覆盖草地 Low coverage grassland	0.6	0.50	0.55	0.70	0.40	0.60
河渠 Canal	0.8	0.65	0.70	0.75	0.60	0.90
湖泊 Lake	0.9	0.65	0.70	0.90	0.70	0.90
水库 Reservoir	0.9	0.65	0.70	0.80	0.65	0.90
滩地 Shoaly land	0.5	0.20	0.20	0.30	0.20	0.10
城镇用地 Urban land	0	0	0	0	0	0.20
农村居民点 Rural residential area	0	0	0	0	0	0.60
其他建设用地 Other construction land	0	0	0	0	0	0
沙地 Sand	0	0	0	0	0	0
裸土地 Bare land	0	0	0	0	0	0
裸岩石质地 Bare rock land	0	0	0	0	0	0

1.2.5 Sen+Mann-Kendall 分析

Sen+Mann-Kendall 分析是 Sen 氏趋势与 Mann-Kendall 非参数检验的结合方法。Sen 氏趋势的计算公式为(陈晨等, 2022):

$$\beta = [(Q_i - Q_j) \div (i - j)]_{\text{median}} \quad (6)$$

式中: β 为趋势度, 当 $\beta > 0$ 时, 表明生境质量升高, 当 $\beta < 0$ 时, 表明生境质量降低。 $1 < j < i < n$, n 是总时序长度; Q_i 与 Q_j 分别是时序为 i 与 j 的生境质量; median 为中值函数。

Mann-Kendall 非参数检验 (简称 MK 检验)

公式详见马炳鑫等(2021)的研究, 本文在 $\alpha = 0.05$ (1.96) 和 $\alpha = 0.01$ (2.58) 置信水平上进行显著性水平检验。

1.2.6 空间相关分析

选取自然因素——年均降水量、年均温、最高温、最低温、潜在蒸散发量、相对湿度以及人文因素——土地利用程度作为驱动因子, 结合 MATLAB 软件, 分析像元尺度的生境质量与各

因子的空间相关性。计算公式如下（曹叶琳，2021）：

$$R_{xy} = \frac{\sum_{i=1}^n [(x_i - \bar{x}) \times (y_i - \bar{y})]}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2} \times \sqrt{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2}} \quad (7)$$

式中： R_{xy} 为变量 x 、 y 的相关系数；变量 x 为生态系统服务功能量；变量 y 为影响因子； n 为年份总数； i 为数据对应的第 i 年； $\bar{x}$ 为生态系统服务功能量的平均值； $\bar{y}$ 为影响因子的平均值。

1.2.7 土地利用程度

基于庄大方和刘纪元（1997）的方法，对各个土地利用类型进行赋值（表 3），并计算土地利用程度指数，以此表征人类对生态系统的干扰程度。具体计算公式如下：

$$L = 100 \times \sum_{i=1}^n A_i \times C_i, L \in [100, 400] \quad (8)$$

式中： L 为土地利用程度指数； A_i 为第 i 级土地利用类型的指数； C_i 为第 i 级土地利用类型的面积百分比。

表 3 秦岭生态系统土地利用程度分级赋值表
Tab. 3 The classification values of different land use degree in Qinling Mountains

土地利用类型	分级赋值
Land use classification	Graded assignment
耕地 Cultivated land	3
林地 Forest	2
草地 Grassland	2
水域 Water	2
建设用地 Construction land	4
未利用地 Unused land	1

1.3 数据来源

1980 年、1990 年、2000 年、2010 年和 2020 年的土地利用数据（30 m 分辨率）来源于资源环境科学与数据中心（<https://www.resdc.cn/>）。土地利用一级分类：耕地、林地、草地、水域、建设用地和未利用地，一级分类下含 19 种二级分类（表 4）。DEM 数据来自地理空间数据云（<https://www.gscloud.cn/>）的 ASTER GDEM 30 m 分辨率数字高程数据。

表 4 秦岭土地利用分类
Tab. 4 Qinling land use classification

一级分类	二级分类
Primary classification	Secondary classification
耕地 Cultivated land	水田 Paddy field; 旱地 Dryland
林地 Forest	有林地 Forested land; 灌木林 Shrubbery; 疏林地 Thin stocked land; 其他林地 Other forest
草地 Grassland	高覆盖草地 High coverage Grassland; 中覆盖草地 Medium coverage grassland; 低覆盖草地 Low coverage grassland
水域 Water	河渠 Canal; 湖泊 Lake; 水库坑塘 Reservoir; 滩地 Shoaly land
建设用地 Construction land	城镇用地 Urban land; 农村居民点 Rural residential area; 其他建设用地 Other construction land
未利用地 Unused land	沙地 Sand; 裸土地 Bare land; 裸岩石质地 Bare rock land

降水与气温数据均源于国家地球系统科学数据中心（<http://www.geodata.cn/>）。潜在蒸散发数据源于两大数据库：国家地球系统科学数据中心，全球干旱和潜在蒸散发数据库（<https://cgiasci.community/data/global-aridity-and-pet-database/>）。1980—2010 年的相对湿度数据源于国家地球系统科学数据中心，而 2020 年的相对湿度数据源于地理遥感生态网（<http://www.gisrs.cn/>）。通过 ArcGIS 10.5 处理各数据，并重采样至分辨率为 30 m。

2 结果分析

2.1 土地利用变化

利用 ArcGIS 10.5 软件，统计各类型土地利用

数据面积（表 5）。以 1980 年为例，秦岭耕地约为 11352.08 km²，林地面积约为 23953.82 km²，草地面积约为 22069.77 km²，水域面积约为 127.51 km²，建设用地面积约为 197.87 km²，未利用土地面积约为 27.07 km²（表 5），分别占秦岭总面积的 19.67%、41.49%、38.23%、0.22%、0.34%、0.05%。秦岭生态系统林地、草地和耕地几乎占总面积的 99%。水域、建设用地与未利用地三者面积之和占比不到 1%。分别与上一期相比，1990 年耕地减少 17.12 km²、林地增加 7.66 km²，草地增加 7.32 km²；2000 年耕地增加 110.17 km²，林地减少 43.25 km²，草地减少 70.56 km²；2010 年耕地增加 2.18 km²、林地增加 257.71 km²，草地减少 318.44 km²；2020 年耕地减少 248.41 km²、林地增加 38.55 km²、草地增

加 215.62 km²。秦岭生态系统中, 林地主要分布于中部与西部; 草地广泛分布于秦岭全域, 但主要集

中在东部; 而耕地与建设用地主要集中在秦岭东部与南部的低海拔地带, 呈带状分布。

表5 秦岭生态系统土地利用状况
Tab. 5 Land use status of Qinling Mountains

土地利用类型 Land use classification	面积 Area/km ²				
	1980	1990	2000	2010	2020
耕地 Cultivated land	11352.08	11334.96	11445.13	11447.31	11198.90
林地 Forest	23952.82	23960.48	23917.23	24174.94	24213.49
草地 Grassland	22069.77	22077.09	22006.53	21688.09	21903.71
水域 Water	127.51	126.99	127.20	124.98	140.12
建设用地 Construction land	197.87	200.26	203.74	259.76	238.88
未利用地 Unused land	27.07	27.07	27.07	32.07	32.05

分析相邻两期的土地利用面积变化情况发现 (表6): 1980—1990年, 秦岭生态系统的各地类变化幅度不大, 只有建设用地的变化幅度超过1%, 其余地类中, 水域与耕地变化幅度相对较大。1990—2000年, 同样只有建设用地变化幅度超过1%。除水域外, 各类土地的变化幅度均有所增长, 这反映出1990—2000年, 人类活动对秦岭生态系统的干扰较其他年代有所加剧。2000—2010年, 除耕地外, 其他地类变化

幅度均呈增加趋势, 尤其是建设用地与未利用地, 二者增长率分别达到了27.49%和18.44%。这一结果进一步反映出2000—2010年, 人类活动对秦岭生态系统的干扰进一步增长。而建设用地面积增长较快的原因可能是21世纪以来, 我国经济建设与城镇化的快速发展。2010—2020年, 林地、草地、建设用地与未利用地的变化幅度较前10 a减小, 只有水域及耕地的变化幅度增大。

表6 秦岭生态系统土地利用面积变化率
Tab. 6 Change rate of land use in Qinling Mountains

土地利用类型 Land use classification	变化率 Change rate/%				
	1980—2020	1980—1990	1990—2000	2000—2010	2010—2020
耕地 Cultivated land	-1.35	-0.15	0.97	0.02	-2.17
林地 Forest	1.09	0.03	-0.18	1.08	0.16
草地 Grassland	-0.75	0.03	-0.32	-1.45	0.99
水域 Water	9.90	-0.41	0.17	-1.75	12.12
建设用地 Construction land	20.73	1.21	1.74	27.49	-8.04
未利用地 Unused land	18.37	0	0	18.44	-0.06

从空间尺度看 (图3), 1980—2000年, 秦岭各地类的空间分布变化不显著。2000年后, 秦岭东部及南部部分区县建设用地面积有扩张趋势。例如: 与2000年相比, 2010年东部商州区的建设用地增长了约12.33 km², 增长率为48.43%, 而南部汉阴县和汉滨区的建设用地面积分别增长了2.41 km²和2.94 km², 增长率分别为62.56%和34.88%; 2020年商州区的建设用地增长率为54.37%, 汉阴县和汉滨区的建设用地面积增长率分别为55.07%和112.07%。

为进一步明确1980—2020年各土地利用类型的转换方式, 构建了土地利用转移矩阵, 根据土地利用方式转换类型的不同, 绘制风向玫瑰图 (图

4)。总体而言, 40 a来, 秦岭土地利用相对稳定, 波动范围不超过秦岭总面积的2%。1980—2000年, 秦岭各地类的相互转换幅度较小, 均未达到0.2%, 2000—2020年, 地类转换幅度增加。

具体而言, 1980—2000年地类间转换不大, 变化最明显的为草地向耕地的转换 (图4c1), 转换面积约占秦岭总面积的0.17%。2000—2010年, 秦岭耕地、林地和草地的变化幅度超过了秦岭总面积的2%。其中林地增长最为明显, 主要由草地转换而来 (图4c2), 耕地面积增量较少。说明1999年实施的退耕还林工程在秦岭地区效果十分显著。草地面积以减少为主, 向耕地与林地转换 (图4c)。其他三种地类中, 建设用地增长幅

度最大, 主要向耕地扩张, 其次是向林地扩张 (图 4e)。水域与未利用地在该时期内转换较少 (图 4d、4f)。2010—2020 年, 转换最多的地类为耕地、林地与草地, 波动范围占总面积的 1% 左右。耕地在这一区间呈现减少的趋势, 主要向草地与林地转移。林地与草地均呈增加的趋势, 其中林地主要由草地和耕地转换而来, 草地主要由耕地转换而来。该时期, 建设用地的面积少量减少, 主要转换为耕地与林地 (图 4e), 体现了退耕还林工程实施的效果。

2.2 生境质量时空变化

1980—2020 年, 秦岭生境质量等级以“较高”等级为主, 其面积约为 25997.84 km², 占秦岭总面积的 45.07%。其次为“高等”等级, 面积达 18596.01 km², 再次为“中等”等级, 面积为 12800.76 km², 两等级生境面积占比分别为 32.24% 与 22.19%。面积最少的为“低等”及“较低”等级的生境, 二者占比分别为 0.43% 和 0.06%。

从空间尺度来看, 秦岭“高等”和“较高”等级生境主要集中在中、西部区县, 包括陈仓区、渭滨区、岐山县、眉县、周至县、鄠邑区、长安区、凤县、太白县、留坝县、城固县、佛坪县、宁陕县、汉台区 (图 1)。“高等”及“较高”等级的生境面积分别达 9936.60 km² 和 7281.66 km², 两等级在中、西部区县面积占比可达 90.48%。

“中等”等级生境分布较为广泛, 包括蓝田县、柞水县、镇安县等 23 个区县, 面积约为 10245.9 km²。“低等”与“较低”等级生境主要集中在东部及南部区县, 以华州区、华阴市、洛南市、商州区、丹凤县、山阳县、汉阴县、汉滨区、略阳县为代表。其中, “低等”生境面积约为 118.12 km², “较低”等级生境面积约为 6.65 km², 二者分别约占相应区县总面积的 0.72% 和 0.04%。

1980—2000 年秦岭生境质量空间分布无明显变化 (图 5a—5c)。至 2010 年, 局部地区生境质量有退化趋势。秦岭北麓鄠邑区内出现退化, 有面积约 21.22 km² 的斑点 (图 5d), 至 2020 年生境得到恢复, 该斑点消失 (图 5e)。2010—2020 年, 秦岭西南部略阳县境内出现面积约为 35.59 km² 的生境退化斑点 (图 5d—5e)。2020 年, 秦岭东部区域 (包括华州区、华阴市、洛南县、商州区、丹凤县、山阳县、商南县等地), 生境退化面积逐渐扩大, 与 2000 年相比扩大了约 24.27 km²。

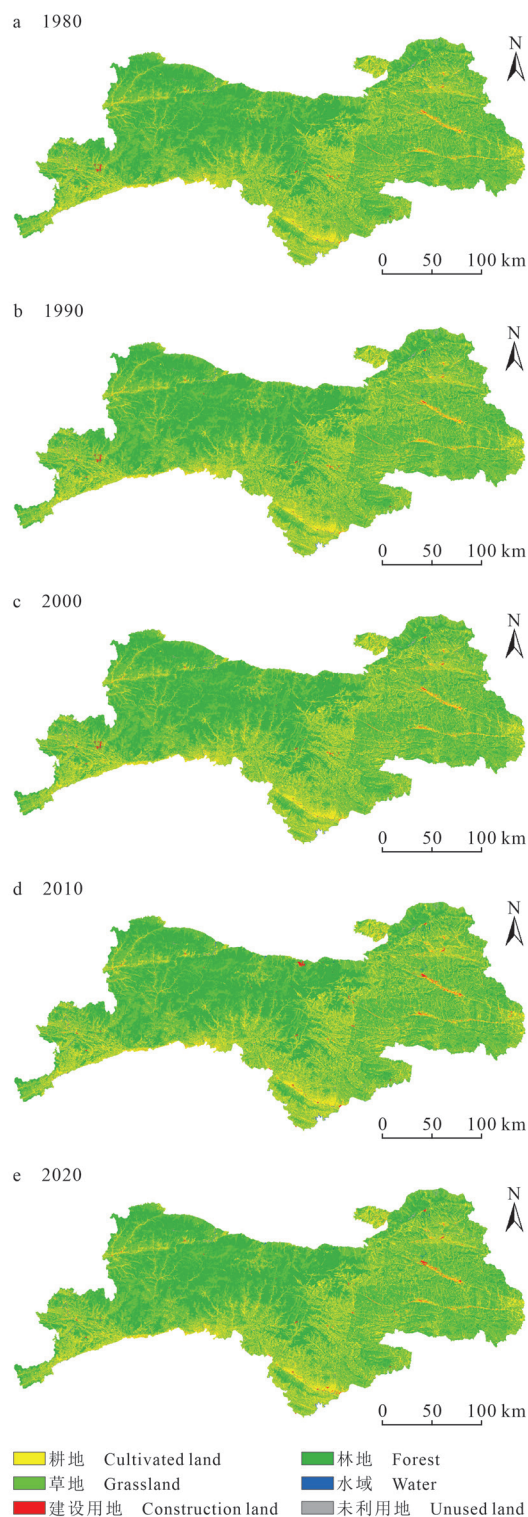
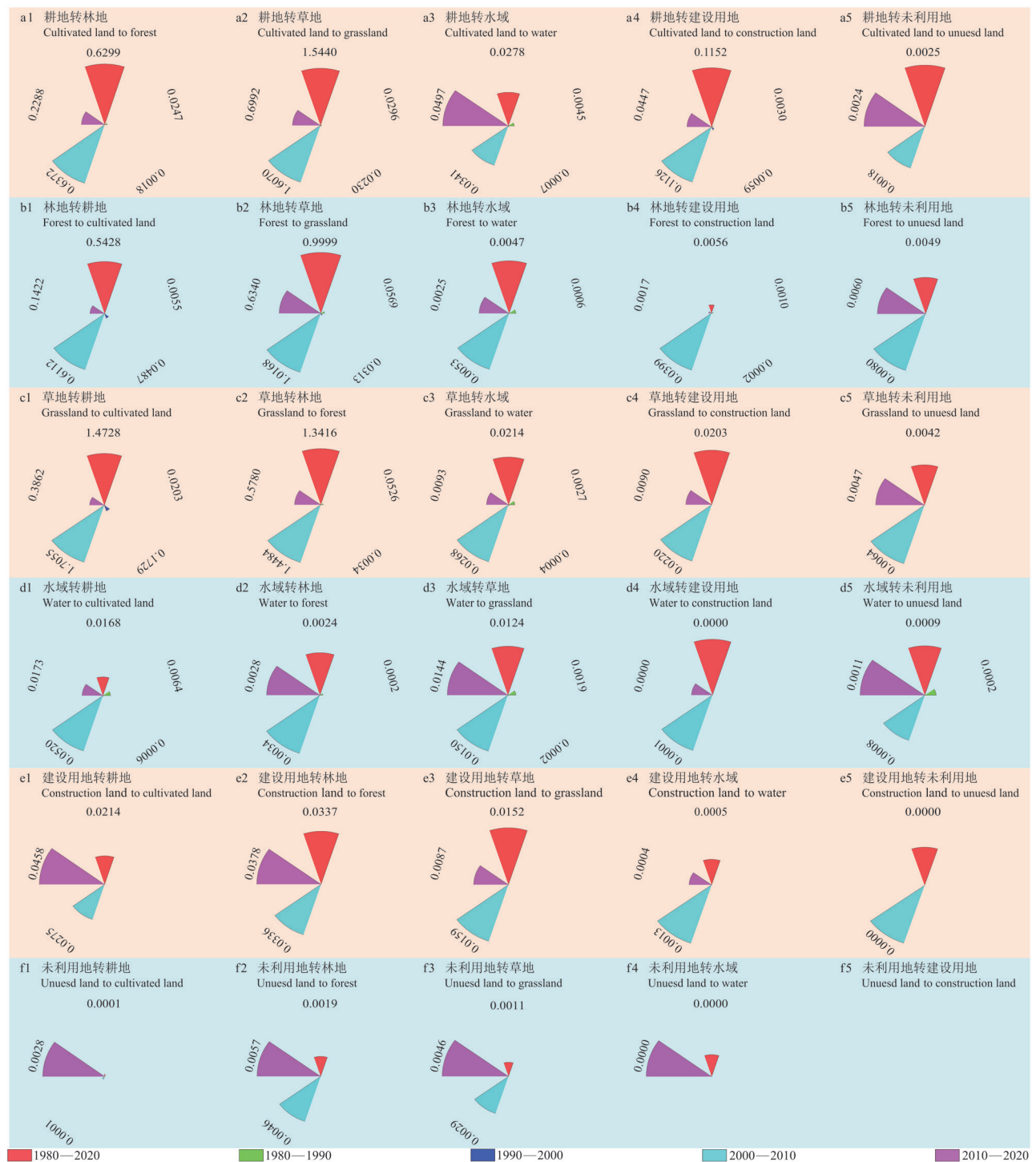


图 3 1980—2020 年秦岭土地利用分布图
Fig. 3 Land use distribution map of Qinling Mountains from 1980 to 2020

从时间尺度来看, 1980—2020 年的 40 a, 秦岭平均生境质量指数均在 0.75 以上, 处于较好水平, 呈现出三个明显特征 (图 6): (1) 1980—1990 年, 秦岭平均生境质量呈缓慢上升趋势, 年

增长率为0.02%。(2) 1990—2010年, 秦岭生境质量整体处于下降趋势。1990—2000年平均下降速率为0.11%, 2000—2010年平均下降速率为0.01%。(3) 2010—2020年, 秦岭平均生境质量

呈快速增长趋势, 且增长率为0.42%, 至2020年秦岭生境质量已优于1980年。退化度指数也佐证了上述结论, 40 a来秦岭平均生境退化度与生境质量指数呈相反趋势(图6)。



缺失部分表示地类之间未发生转换, “0.0000”表示转换面积占比小于秦岭总面积的0.0001。

The unidentified part indicates that there has been no conversion between land use types, and “0.0000” indicates that the proportion of conversion area is less than 0.0001 of the total area of the Qinling Mountains.

图4 秦岭土地利用转移矩阵风向玫瑰图

Fig. 4 Wind direction rose diagram of land use transfer matrix in Qinling Mountains

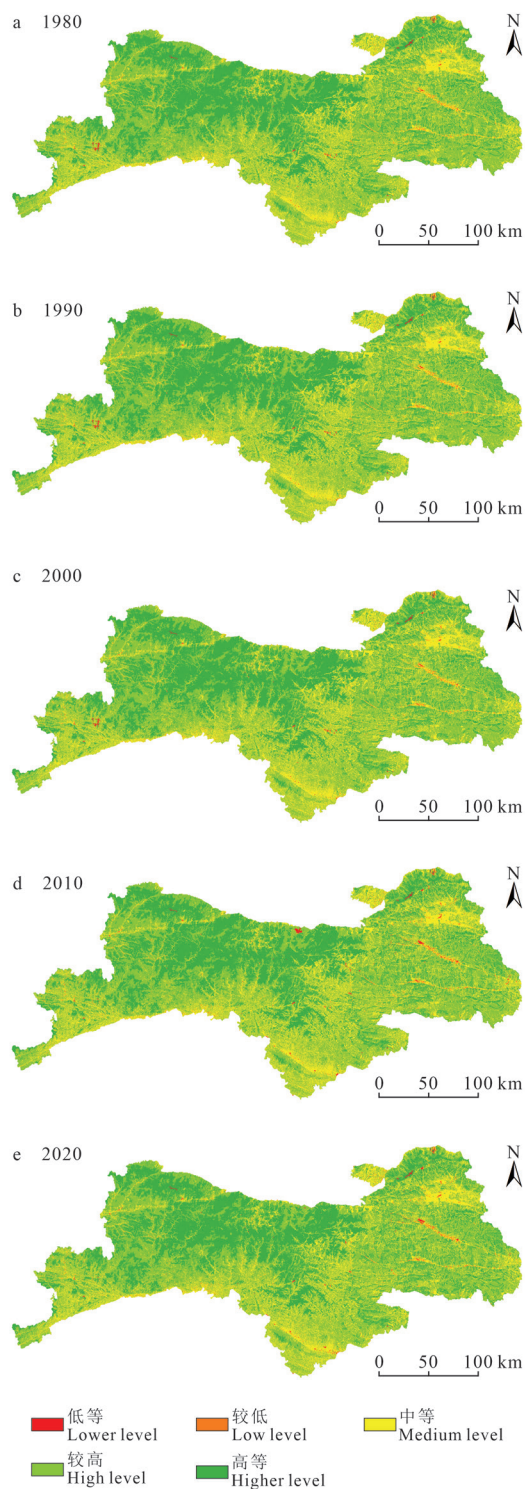


图 5 1980—2020 年秦岭生境质量空间变化趋势
Fig. 5 Spatial variation trend of habitat quality in Qinling Mountains from 1980 to 2020

2.3 生境质量像元尺度动态变化

对 1980—2020 年的生境质量动态变化进行像元尺度的分析, 将变化趋势分为 5 级 (图 7)。统计可知: 40 a 来秦岭生境质量以降低为主, 有

52.51% 的区域呈现动态降低的趋势, 且主要分布于秦岭东部与中南部, 而动态升高的区域占比约为 35.12%, 主要集中于秦岭西南部。

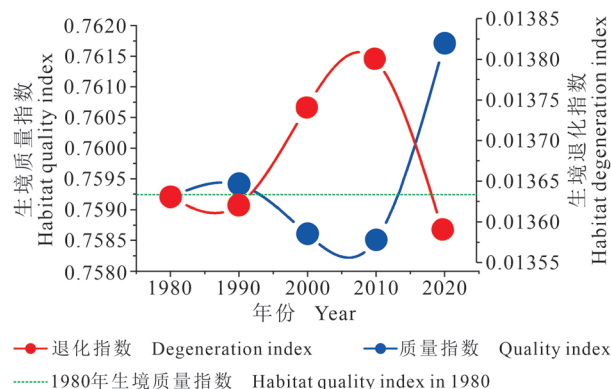


图 6 1980—2020 年秦岭生境质量与退化度变化趋势
Fig. 6 Temporal variation trend of habitat quality in Qinling Mountains from 1980 to 2020

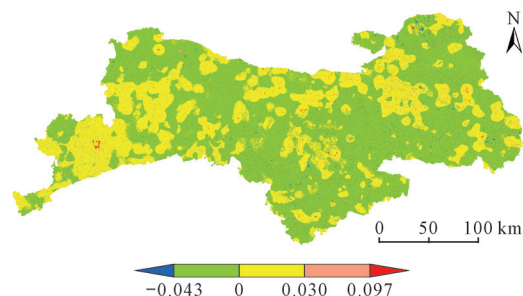


图 7 1980—2020 年秦岭生境质量像元尺度动态变化趋势
Fig. 7 Pixel-scale dynamic trends of habitat quality in Qinling Mountains from 1980 to 2020

对 40 a 来秦岭生境质量的变化趋势进行 MK 检验, 如图 8 所示。40 a 来, 秦岭生境质量的变化程度不大, 较为稳定, 显著降低与显著升高的生境面积分别占 1.61% 和 1.13%, 不显著降低与不显著升高的生境面积分别占 39.33% 和 29.50%。从空间尺度看, 秦岭生境质量显著提高的区域主要集中在西南部, 包括略阳县、勉县、汉台区、凤县、太白县、城固县, 显著提高区域面积可达 458.77 km²; 显著降低的区域主要集中在东北部, 包括商州区、洛南县、丹凤县、华州区、华阴市, 显著降低区域面积可达 435.86 km²。中、西部区县包括太白县、眉县、周至县等部分区域, 生境质量在 40 a 来无变化。

2.4 生境质量热点分析

空间自相关分析表明: 1980—2020 年, 秦岭

的 Moran's I 指数分别为 0.1948、0.1943、0.1921、0.1885、0.1939, 反映出秦岭生境质量显著的空间集聚特征。进一步进行热点分析可知 (图 9): 时间尺度上 (表 7), 秦岭生境质量冷点面积占比在 1980—1990 年增大, 1990 年后, 冷点面积的占比逐年降低, 反映出秦岭生境质量低值区域集聚性的减少。热点面积在 1980—2000 年降低, 但期间减小幅度仅为 0.23%。相较 2000 年, 2010 年及 2020 年秦岭热点面积占比分别增加了 2.54% 和 3.12%, 反映出 2000 年后, 秦岭生境质量高值区域的扩张。

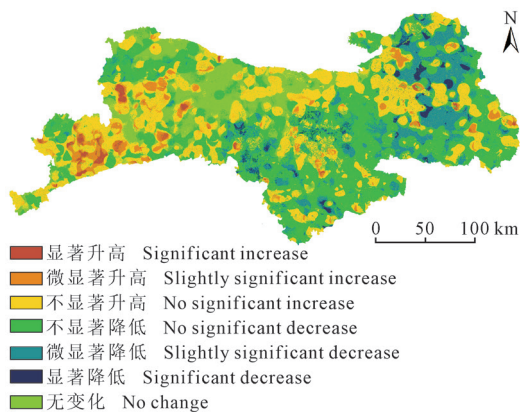


图 8 1980—2020 年秦岭生境质量像元尺度动态变化显著性

Fig. 8 The significance of dynamic changes at the pixel-scale of Qinling habitat quality from 1980 to 2020

空间尺度上, 秦岭中、西部生境质量高, 但不具备集聚性。秦岭生境质量的热点区域主要集中在秦岭东部。以 2020 年为例, 东部区县包括洛南县、商州区、丹凤县在内, 热点面积占比可达 77.82%。冷点区域则主要集中在秦岭西南和中南部, 包括汉滨区、紫阳县、城固县、留坝县、汉台区、略阳县等区县, 主要沿当地耕地分布。东部热点区域中心也存在部分极显著冷点区域, 包括商州区、丹凤县等区县。

2.5 驱动机制分析

基于 MATLAB 软件进行空间相关分析, 结果显示: 在空间上, 与生境质量显著相关 ($P < 0.05$) 的驱动因子中, 土地利用程度对秦岭的生境质量影响最大, 是主要驱动因子, 其与生境质量显著相关的面积最大, 占秦岭总面积的 15.96%。其他驱动因子与生境质量显著相关面积的占比均未达到 3%, 其中, 相对湿度、年降水量及潜在

蒸散发量与生境质量显著相关面积较大, 分别为 2.88%、2.75%、2.67%。而年均温、最低温与最高温的显著相关面积仅为 1.75%、1.50%、0.51%。

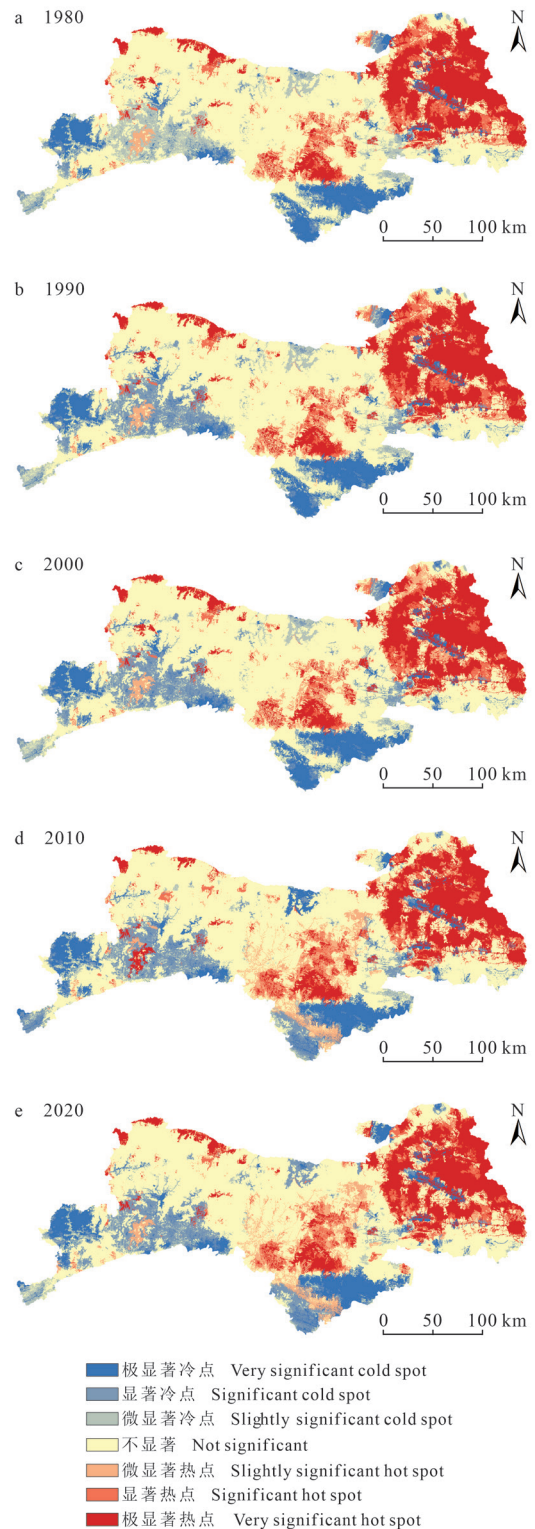
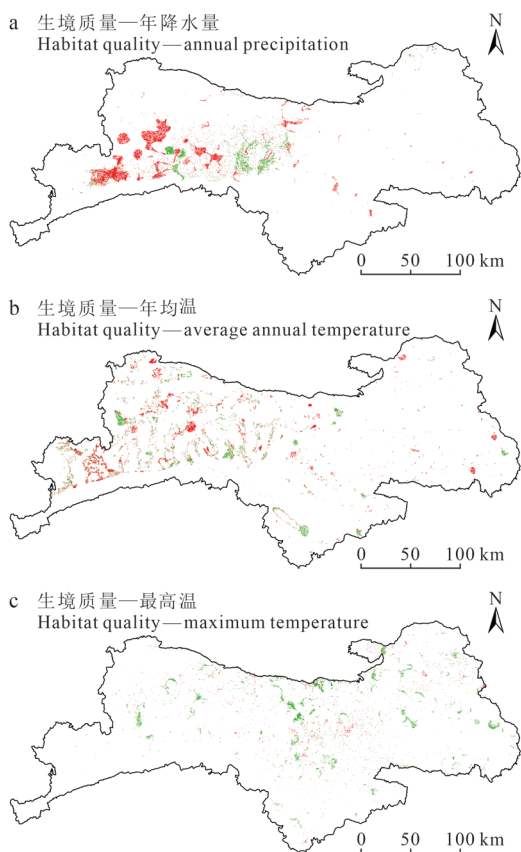


图 9 1980—2020 年秦岭生境质量热点分析
Fig. 9 Hot spot analysis of habitat quality in Qinling Mountains from 1980 to 2020

表 7 1980—2020 年秦岭生境质量冷热点面积占比
Tab. 7 The proportion of cold and hot spots in Qinling habitat quality from 1980 to 2020

类型 Type	面积占比 Area ratio/%				
	1980	1990	2000	2010	2020
冷点 Cold spot	21.31	21.44	21.40	20.62	20.38
不显著 Not significant	51.37	51.26	51.53	49.76	49.41
热点 Hot spot	27.31	27.30	27.08	29.62	30.20

各驱动因子与生境质量的显著相关区域表现出不同的空间分布特征（图 10）。生境质量与年均温、最高温、最低温及土地利用程度显著相关的区域均离散分布于全域。而生境质量与年降水量正相关的区域主要集中在秦岭中部偏西部，包括宁陕县、佛坪县与城固县，显著负相关的区域则主要集中在秦岭的西部，如洋县、城固县、留坝县、勉县、略阳县与凤县南部。生境质量与潜在蒸散发量显著相关的区域均集中在秦岭西部。生境质量与相对湿度显著正相关的区域主要集中在东南部边界，包括山阳县、商南县；显著负相关的区域则主要集中在秦岭西南部边界，包括略阳县、宁强县、勉县、汉台区、城固县等；在东北部的临潼区、临渭区、华州区等地，生境质量与相对湿度也呈现显著相关性。



(待续 To be continued)

(续图 10 Continued Fig. 10)

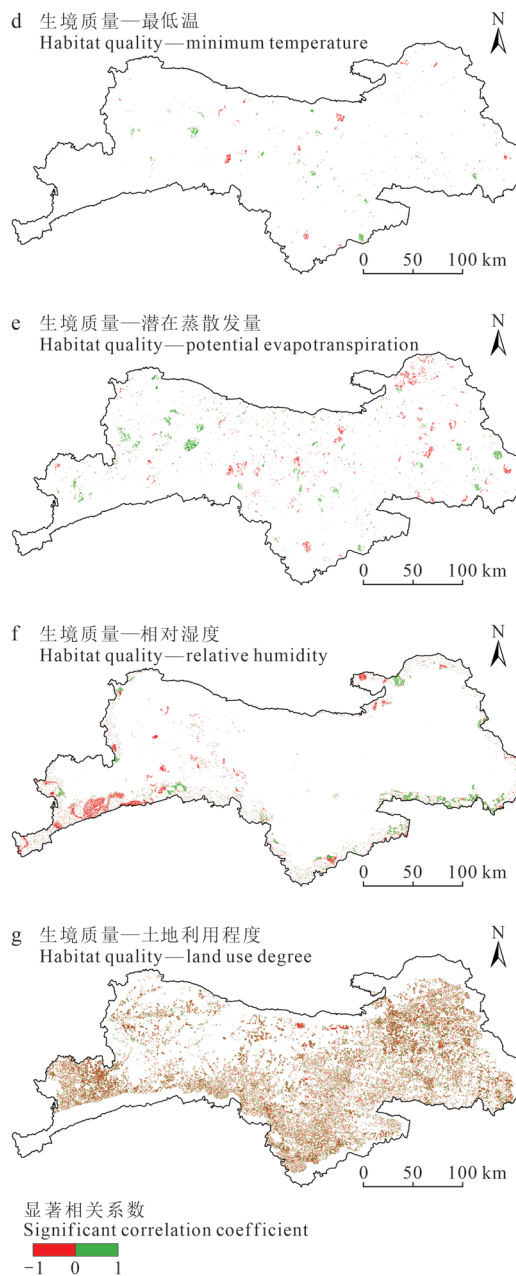


图 10 秦岭生境质量与其驱动因子空间相关性
Fig. 10 Spatial correlation between habitat quality and its driving factors in Qinling Mountains

综上所述，秦岭生境质量主导因素为土地利用程度，并与之呈显著负相关关系。在空间上，除

了年均温、最高温、最低温及土地利用程度影响范围分散于全域, 秦岭中部偏西部主要受年降水量影响, 呈正相关关系; 西部生境质量与年降水量表现出显著负相关, 与潜在蒸散发量显著相关; 秦岭生境质量在南部边界与相对湿度呈正相关, 而在西南边界与相对湿度呈负相关, 秦岭东北部生境质量则表现出与相对湿度的负相关关系。

3 讨论

人为干扰生态环境的最主要方式之一——土地利用的改变, 是影响秦岭生境质量最大的驱动因子。将二级地类中的水田、旱地、城镇用地、农村居民点与其他建设用地视为威胁源, 对应一级地类耕地与建设用地, 其变化直接影响了秦岭的生境质量变化。

时间尺度上, 在生境质量变化的第一阶段, 秦岭的生境质量缓慢上升。结合同时段土地利用变化转移的情况可以判断, 该变化源于威胁源耕地面积减少及生境适宜度高的林地面积的增加。在生境质量变化第二阶段中, 秦岭的生境质量下降较快, 结合同时期土地利用转移可知, 该变化主要源于威胁源之一, 建设用地的扩张。其背后原因为: 改革开放后, 国内经济发展迅速, 人类活动对生境的干扰增大, 进一步导致威胁源向生境适宜度高的地类扩张。这一结论与前人研究(陈妍等, 2016; 李胜鹏等, 2020; 杨洁等, 2021)一致。在生境质量变化的第三阶段, 秦岭生境质量进入快速升高阶段。这是由两大威胁源面积减少, 而林地面积增加引起的。根据同时期土地利用转移矩阵分析, 林地主要由草地与耕地转换而来。因此该时间段内, 生境质量的增加可能源于陕西省“退耕还林还草”政策的实施, 与郭少壮(2019)的研究结果吻合。同时, 秦岭生境质量回升速度较快, 也反映了陕西对秦岭自然生态保护的措施与工作已显成效, 如2008年《陕西省秦岭生态环境保护条例》等的实施。徐海涛(2019)的研究支持这一结论, 其研究显示2000—2015年, 在秦巴山区范围内的6个省级行政区域中, 陕西省的生态保护管理成效最为显著。

空间尺度上, 秦岭中部与西部生境质量等级最高, 也是1980—2020年生境质量维持最好的两个区域。这是因为秦岭的林地与草地主要分布于中部与西部, 植被类型丰富、覆盖度高。林地与草地具有较高的生态适宜性, 受到人类的干扰程度小。

这与徐省超等(2021)的研究结果相符, 其研究认为林地与草地的增加, 有效提升了当地的生境质量。秦岭南部与东部生境质量相对较低。其根源在于人类集中居住及活动于这两个区域(包玉斌等, 2015)。在像元尺度动态变化方面, 秦岭东北部生境质量显著降低, 主要源于当地建设用地的聚集与扩张。根据统计, 与2000年相比, 2020年东部商州区的建设用地增长率为54.37%, 而西南部略阳县的建设用地减少了约37.03%。建设用地作为威胁源扩张时, 其对周边生境的影响范围也进一步扩张, 导致周边生境退化度升高、生境质量降低, 退化范围随之扩张。而西南部生境质量显著升高, 源于当地建设用地面积的缩小——威胁源建设用地被其他生境适宜度高的地类取代, 建设用地对周边生境的影响范围也随之缩小, 生境退化度随之减小, 故而生境质量提高。秦岭生境质量在空间上具有显著的集聚性, 秦岭热点的集聚与林地、草地的分布有关, 而东北部及西南部冷点的集聚, 源于当地建设用地与耕地的集聚, 人类干扰多, 生境质量低。张文静等(2021)的研究也支持这一观点。

综上所述, 1980—2020年, 秦岭1.61%的区域生境质量显著降低。期间生境质量降低的波动, 主要源于当地人类活动的干扰引起了两大威胁源——建设用地与耕地的集聚与扩张, 进一步导致威胁源的影响范围扩大, 致使生境退化增加、生境质量降低。生境质量的升高则可能源于陕西省生态保护政策的实施, 如“退耕还林还草”政策、《陕西省秦岭生态环境保护条例》等的实施, 致使威胁源(耕地、建设用地)转换为其他地类, 减小了威胁源的影响范围。今后秦岭的生态保护, 仍需维持当前力度, 同时关注东部商州区、丹凤县建设用地的扩张, 东北部洛南县耕地的扩张, 以及南部汉阴县、汉滨区耕地、建设用地的扩张, 避免人类活动的过度干扰, 进而影响当地生境质量的恢复与维持。

4 结论

利用InVEST模型, 基于1980—2020年秦岭的土地利用变化情况, 分析秦岭的生境质量与生境退化度时空特征及驱动因子, 得出以下结论:

(1) 秦岭土地利用方式以林地和草地为主, 面积约占79.67%。21世纪之前人类活动对秦岭干扰程度较小, 不足0.2%; 2000年之后人类对秦岭

干扰程度开始增加, 变幅面积超过总面积的 2%。

(2) 1980 年、1990 年、2000 年、2010 年、2020 年, 秦岭生境质量指数均值分别为 0.7592、0.7594、0.7586、0.7585、0.7617。空间分布上, 秦岭生境质量中、西部等级高, 而东、南部等级低。

(3) 在像元尺度上, 秦岭生境质量仅有 2.74% 的区域存在显著性变化, 其中显著升高区域主要集中在西南部略阳县、勉县、汉台区、凤县、太白县、城固县境内, 显著降低的区域主要集中在东部的洛南县、商州区、丹凤县、华州区、华阴市。

(4) 秦岭生境质量表现出显著的空间集聚特征, 21 世纪后, 秦岭生境质量的热点面积扩张, 冷点面积降低。其中热点主要分布在秦岭东部区县, 包括洛南县、商州区、丹凤县等, 热点面积占比可达 77.82%。冷点主要分布在秦岭南部及东部局部地区, 南部包括汉滨区、紫阳县、城固县、留坝县、汉台区、略阳县等区县, 主要沿当地耕地分布, 东部包括商州区、丹凤县等区县。

(5) 土地利用程度是影响秦岭生境质量最大的驱动因子, 与之呈现显著的负相关关系。年均温、最高温、最低温及土地利用程度对秦岭生境质量的影响范围分散于全域; 年降水量的影响范围主要集中在中部与西部; 潜在蒸散发量的影响范围主要集中在西部; 而相对湿度的影响范围主要集中在南部边界与东北部。

(6) 秦岭生境质量的降低源于人类活动引起生境威胁源——建设用地与耕地的扩张, 而生境质量的提高可能源于“退耕还林还草”、《陕西省秦岭生态环境保护条例》等其他生态保护政策的实施。未来秦岭的生态文明建设应该重点关注秦岭东部(商州区、洛南县与丹凤县等)与南部(汉阴县、汉滨区等区县), 减少人类活动干扰。

综上, 1980—2020 年的 40 a, 秦岭林地、水域、建设用地及未利用地面积整体增加, 只有耕地和草地面积减少。其中, 建设用地增长率最大, 高达 20.73%; 未利用地增长率为 18.37%; 水域增长率仅为 9.90%; 林地增长率为 1.09%。而耕地与草地面积的降低率分别为 1.35% 和 0.75%。耕地面积减少主要源于建设用地增加, 草地面积减少是因为随着退耕还林政策实施与保护力度增大, 草地演化为灌木甚至乔木。秦岭生境质量的增长优势在 2010 年以后更为显著, 充分说明“五位一体”总体布局极大推动了秦岭生态文明建设进程。

参考文献

- 包玉斌, 刘 康, 李 婷, 等. 2015. 基于 InVEST 模型的土地利用变化对生境的影响——以陕西省黄河湿地自然保护区为例 [J]. *干旱区研究*, 32(3): 622–629. [Bao Y B, Liu K, Li T, et al. 2015. Effects of land use change on habitat based on InVEST model—taking Yellow River wetland nature reserve in Shaanxi Province as an example [J]. *Arid Zone Research*, 32(3): 622–629.]
- 曹叶琳. 2021. 秦岭水源涵养时空演变及其对气候的响应 [D]. 西安: 西北大学. [Cao Y L. 2021. The spatio-temporal evolution of water conservation in Qinling Mountains and its response to climate [D]. Xi'an: Northwest University.]
- 陈 晨, 王义民, 黎云云, 等. 2022. 黄河流域 1982—2015 年不同气候区植被时空变化特征及其影响因素 [J]. *长江科学院院报*, 39(2): 56–62, 81. [Chen C, Wang Y M, Li Y Y, et al. 2022. Vegetation changes and influencing factors in different climatic regions of Yellow River Basin from 1982 to 2015 [J]. *Journal of Yangtze River Scientific Research Institute*, 39(2): 56–62, 81.]
- 陈 森, 苏晓磊, 黄慧敏, 等. 2019. 三峡库区河流生境质量评价 [J]. *生态学报*, 39(1): 192–201. [Chen M, Su X L, Huang H M, et al. 2019. Assessment of river habitat quality in the Three Gorges Reservoir Region [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 39(1): 192–201.]
- 陈 妍, 乔 飞, 江 磊. 2016. 基于 InVEST 模型的土地利用格局变化对区域尺度生境质量的影响研究——以北京为例 [J]. *北京大学学报(自然科学版)*, 52(3): 553–562. [Chen Y, Qiao F, Jiang L. 2016. Effects of land use pattern change on regional scale habitat quality based on InVEST model—a case study in Beijing [J]. *Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Pekinensis*, 52(3): 553–562.]
- 陈怡平. 2019. 大秦岭生态文明建设的意义与对策 [J]. *地球环境学报*, 10(1): 1–11. [Chen Y P. 2019. Significance and strategies on the ecological civilization construction at Qinling Mountains [J]. *Journal of Earth Environment*, 10(1): 1–11.]
- 范亚宁. 2017. 秦岭北麓及周边生态系统水源涵养与水质净化功能评估 [D]. 西安: 西北大学. [Fan Y N. 2017. Evaluation of water retention and water purification function in the northern slope of Qinling Mountains and the surrounding ecosystem [D]. Xi'an: Northwest University.]
- 郭少壮. 2019. 1980—2015 年秦岭地区土地覆被变化及其驱动因素 [D]. 西安: 西北大学. [Guo S Z. 2019.

- Land cover change and its driving factors in Qinling mountainous from 1980 to 2015 [D]. Xi'an: Northwest University.]
- 黄从红. 2014. 基于 InVEST 模型的生态系统服务功能研究——以四川宝兴县和北京门头沟区为例 [D]. 北京: 北京林业大学. [Huang C H. 2014. Ecosystem services evaluation based on the InVEST model—case studies in Baoxing County, Sichuan and Mentougou District, Beijing [D]. Beijing: Beijing Forestry University.]
- 黄木易, 岳文泽, 冯少茹, 等. 2020. 基于 InVEST 模型的皖西大别山区生境质量时空演化及景观格局分析 [J]. 生态学报, 40(9): 2895–2906. [Huang M Y, Yue W Z, Feng S R, et al. 2020. Spatial-temporal evolution of habitat quality and analysis of landscape patterns in Dabie Mountain area of west Anhui Province based on InVEST model [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 40(9): 2895–2906.]
- 李明月. 2021. 秦岭丹江流域水源涵养与土壤保持功能评价 [D]. 西安: 西北大学. [Li M Y. 2021. Functional evaluation of water retention and soil conservation in Danjiang River Basin of Qinling Mountains [D]. Xi'an: Northwest University.]
- 李胜鹏, 柳建玲, 林 津, 等. 2020. 基于 1980—2018 年土地利用变化的福建省生境质量时空演变 [J]. 应用生态学报, 31(12): 4080–4090. [Li S P, Liu J L, Lin J, et al. 2020. Spatial and temporal evolution of habitat quality in Fujian Province, China based on the land use change from 1980 to 2018 [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 31(12): 4080–4090.]
- 李 婷, 刘 康, 胡 胜, 等. 2014. 基于 InVEST 模型的秦岭山地土壤流失及土壤保持生态效益评价 [J]. 长江流域资源与环境, 23(9): 1242–1250. [Li T, Liu K, Hu S, et al. 2014. Soil erosion and ecological benefits evaluation of Qinling Mountains based on the InVEST model [J]. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 23(9): 1242–1250.]
- 刘纯军, 周国富, 黄启芬, 等. 2021. 基于 InVEST 模型的山地流域生境质量时空分异研究——以贵州省境内赤水河流域为例 [J]. 人民长江, 52(10): 62–69. [Liu C J, Zhou G F, Huang Q F, et al. 2021. Spatio-temporal evolution analysis on habitat quality in mountainous watershed based on InVEST Model: case of Chishui River Basin in Guizhou Province [J]. *Yangtze River*, 52(10): 62–69.]
- 刘旻霞. 2009. 敦煌西湖自然保护区生物多样性特征及生境质量评价 [J]. 干旱区资源与环境, 23(3): 171–175. [Liu M X. 2009. Biodiversity characters and eco-environment quality evaluation on nature reserve of Xihu in Dunhuang [J]. *Journal of Arid Land Resources and Environment*, 23(3): 171–175.]
- 马炳鑫, 靖娟利, 徐 勇, 等. 2021. 2000—2019 年滇黔桂岩溶区植被 NPP 时空变化及与气候变化的关系研究 [J]. 生态环境学报, 30(12): 2285–2293. [Ma B X, Jing J L, Xu Y, et al. 2021. Spatial-temporal changes of NPP and its relationship with climate change in Karst areas of Yunnan, Guizhou and Guangxi from 2000 to 2019 [J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 30(12): 2285–2293.]
- 马新萍. 2015. 秦岭林线及其对气候变化的响应 [D]. 西安: 西北大学. [Ma X P. 2015. The timberline of Qinling Mountains and its response to climate change [D]. Xi'an: Northwest University.]
- 宁亚洲, 张福平, 冯 起, 等. 2020. 秦岭水源涵养功能时空变化及其影响因素 [J]. 生态学杂志, 39(9): 3080–3091. [Ning Y Z, Zhang F P, Feng Q, et al. 2020. Temporal and spatial variation of water conservation function in Qinling Mountain and its influencing factors [J]. *Chinese Journal of Ecology*, 39(9): 3080–3091.]
- 任 涵, 张静静, 朱文博, 等. 2018. 太行山淇河流域土地利用变化对生境的影响 [J]. 地理科学进展, 37(12): 1693–1704. [Ren H, Zhang J J, Zhu W B, et al. 2018. Impact of land use change on habitat in the Qihe River Basin of Taihang Mountains [J]. *Progress in Geography*, 37(12): 1693–1704.]
- 孙 华, 白红英, 张清雨, 等. 2009. 秦岭南北地区植被覆盖对区域环境变化的响应 [J]. 环境科学学报, 29(12): 2635–2641. [Sun H, Bai H Y, Zhang Q Y, et al. 2009. Responses of vegetation coverage to regional environmental change in the northern and southern Qinling Mountains [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 29(12): 2635–2641.]
- 王 茜, 李宛莹. 2021. 基于 InVEST 模型的秦岭产水量时空变化对土地利用变化的响应 [J]. 河南科技, 40(33): 119–122. [Wang X, Li W Y. 2021. Spatio-temporal variation of water yield and its response to land use change in the Qinling based on InVEST model [J]. *Henan Science and Technology*, 40(33): 119–122.]
- 王秀明, 刘谓承, 龙颖贤, 等. 2020. 基于改进的 InVEST 模型的韶关市生态系统服务功能时空变化特征及影响因素 [J]. 水土保持研究, 27(5): 381–388. [Wang X M, Liu X C, Long Y X, et al. 2020. Spatial-temporal changes and influencing factors of ecosystem services in Shaoguan City based on improved InVEST [J]. *Research of Soil and Water Conservation*, 27(5): 381–388.]
- 王 雁, 赵家虎, 黄 琪, 等. 2016. 南水北调东线工程徐州

- 段河流生境质量评价 [J]. *长江流域资源与环境*, 25(6): 965–973. [Wang Y, Zhao J H, Huang Q, et al. 2016. Assessment of river habitat quality of Xuzhou reach on east route of South to North Water Transfer Project [J]. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 25(6): 965–973.]
- 王 燕, 高吉喜, 金 宇, 等. 2020. 基于 2005—2015 年土地利用变化和 InVEST 模型的内蒙古巴林右旗农牧交错带生境质量研究 [J]. *生态与农村环境学报*, 36(5): 654–662. [Wang Y, Gao J X, Jin Y, et al. 2020. Habitat quality of farming-pastoral ecotone in Bairin Right Banner, Inner Mongolia based on land use change and InVEST model from 2005 to 2015 [J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 36(5): 654–662.]
- 徐海涛. 2019. 秦巴山区生态状况与保护成效评估研究 [D]. 成都: 成都理工大学. [Xu H T. 2019. Study on the assessment of ecological status and protection effectiveness in Qinba Mountains [D]. Chengdu: Chengdu University of Technology.]
- 徐省超, 赵雪雁, 宋晓谕. 2021. 退耕还林(草)工程对渭河流域生态系统服务的影响 [J]. *应用生态学报*, 32(11): 3893–3904. [Xu X C, Zhao X Y, Song X Y. 2021. Impacts of the returning farmland to forest (grassland) project on ecosystem services in the Weihe River Basin, China [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 32(11): 3893–3904.]
- 薛晓玉, 王晓云, 段含明, 等. 2020. 基于土地利用变化的祁连山地区生境质量时空演变分析 [J]. *水土保持通报*, 40(2): 278–284, 325. [Xue X Y, Wang X Y, Duan H M, et al. 2020. Analysis on spatio-temporal evolution of habitat quality in Qilian Mountains based on land use change [J]. *Bulletin of Soil and Water Conservation*, 40(2): 278–284, 325.]
- 杨 洁, 谢保鹏, 张德罡. 2021. 黄河流域生境质量时空演变及其影响因素 [J]. *中国沙漠*, 41(4): 12–22. [Yang J, Xie B P, Zhang D G. 2021. Spatial-temporal evolution of habitat quality and its influencing factors in the Yellow River Basin based on InVEST model and GeoDetector [J]. *Journal of Desert Research*, 41(4): 12–22.]
- 杨志鹏, 许嘉巍, 冯兴华, 等. 2018. 基于 InVEST 模型的东北地区土地利用变化对生境的影响研究 [J]. *生态科学*, 37(6): 139–147. [Yang Z P, Xu J W, Feng X H, et al. 2018. Effects of land use change on habitat based on InVEST model in Northeast China [J]. *Ecological Science*, 37(6): 139–147.]
- 张文静, 孙小银, 单瑞峰. 2019. 基于 InVEST 模型研究山东半岛沿海地区土地利用变化及其对生境质量的影响 [J]. *环境生态学*, 1(5): 15–23. [Zhang W J, Sun X Y, Shan R F. 2019. Effects of land use change on habitat quality based on InVEST model in Shandong Peninsula [J]. *Environmental Ecology*, 1(5): 15–23.]
- 张文静, 孙小银, 周 俊. 2021. 南四湖流域关键生态系统服务的时空权衡关系 [J]. *生态学报*, 41(20): 8003–8015. [Zhang W J, Sun X Y, Zhou J. 2021. Spatio-temporal dynamics of tradeoffs between crucial ecosystem services in Nansihu Lake Basin [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 41(20): 8003–8015.]
- 张学儒, 周 杰, 李梦梅. 2020. 基于土地利用格局重建的区域生境质量时空变化分析 [J]. *地理学报*, 75(1): 160–178. [Zhang X R, Zhou J, Li M M. 2020. Analysis on spatial and temporal changes of regional habitat quality based on the spatial pattern reconstruction of land use [J]. *Acta Geographica Sinica*, 75(1): 160–178.]
- 钟莉娜, 王 军. 2017. 基于 InVEST 模型评估土地整治对生境质量的影响 [J]. *农业工程学报*, 33(1): 250–255. [Zhong L N, Wang J. 2017. Evaluation on effect of land consolidation on habitat quality based on InVEST model [J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 33(1): 250–255.]
- 周 婷, 陈万旭, 李江风, 等. 2021. 神农架林区人类活动与生境质量的空间关系 [J]. *生态学报*, 41(15): 6134–6145. [Zhou T, Chen W X, Li J F, et al. 2021. Spatial relationship between human activities and habitat quality in Shennongjia Forest Region from 1995 to 2015 [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 41(15): 6134–6145.]
- 庄大方, 刘纪远. 1997. 中国土地利用程度的区域分异模型研究 [J]. *自然资源学报*, 12(2): 105–111. [Zhuang D F, Liu J Y. 1997. Study on the model of regional differentiation of land use degree in China [J]. *Journal of Natural Resources*, 12(2): 105–111.]
- Bai Y, Wong C P, Jiang B, et al. 2018. Developing China's Ecological Redline Policy using ecosystem services assessments for land use planning [J]. *Nature Communications*, 9: 3034. DOI: 10.1038/s41467-018-05306-1.
- Muñoz-Barcia C V, Lagos L, Blanco-Arias C A, et al. 2019. Habitat quality assessment of Atlantic wet heathlands in Serra do Xistral, NW Spain [J]. *Cuadernos de Investigación Geográfica*, 45(2): 533–549.
- Yohannes H, Soromessa T, Argaw M, et al. 2021. Spatio-temporal changes in habitat quality and linkage with landscape characteristics in the Beressa watershed, Blue Nile basin of Ethiopian highlands [J]. *Journal of Environmental Management*, 281: 111885. DOI: 10.1016/j.jenvman.2020.111885.