基于土地利用变化的祁连山地区生境质量时空演变分析

薛晓玉[1], 王晓云[1], 段含明[1,2], 杨 露[1], 颉耀文[1]

(1. 兰州大学 资源环境学院, 甘肃 兰州 730000; 2. 西华师范大学 国土资源学院, 四川 南充 637002)

摘 要: [目的] 对祁连山地区的生境质量和生境退化状况开展研究,揭示人类活动对该地区生态环境的影响程度,为该地区的生态环境保护和发展提供科学参考。[方法] 基于 1970s 末以来全国 1∶10 万土地利用数据,分析 1970s 末至 2015 年近 35 a 来祁连山地区的土地利用和景观格局变化特征,并采用 InVEST 模型评估该地区生境质量变化。[结果] ①草地和未利用土地是该区最主要的土地利用类型,其次是林地、耕地、水域、城乡工矿居民用地;其中草地和城乡工矿居民用地的变化较剧烈,前者先减后增,后者持续增加。②在时间变化上,随着土地利用类型的变化,该区的生境质量由恶化的态势逐渐趋于改善,2015 年生境质量最好。③在空间分布上,该区的生境质量和生境退化度均表现为东高西低。[结论] 优越的自然条件使其生境质量较高;人类活动强度较高则是生境退化度较高的原因。

关键词: 祁连山; 生境质量; 土地利用变化; 景观格局; InVEST 模型

文献标识码: A **文章编号**: 1000-288X(2020)02-0278-07 **中图分类号**: X826

文献参数: 薛晓玉, 王晓云, 段含明, 等. 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, 2020, 40(2): 278-284. DOI: 10. 13961/j. cnki. stbctb. 2020. 02. 040; Xue Xiaoyu, Wang Xiaoyun, Duan Hanming, et al. Analysis on spatio-temporal evolution of habitat quality in Qilian Mountains based on land use change [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2020, 40(2): 278-284.

Analysis on Spatio-temporal Evolution of Habitat Quality in Qilian Mountains Based on Land Use Change

Xue Xiaoyu[1], Wang Xiaoyun[1], Duan Hanming[1,2], Yang Lu[1], Xie Yaowen[1]

(1. *College of Earth and Environmental Sciences, Lanzhou University, Lanzhou, Gansu* 730000, *China*; 2. *School of Land and Resources, China West Normal University, Nanchong, Sichuan* 637002, *China*)

Abstract: [Objective] The habitat quality and habitat degradation in the Qilian Mountains was explored, in order to reveal the extent of human activities affecting the ecological environment of the Qilian Mountains and to provide scientific references for the ecological environmental protection and development in the region. [Methods] The land use and landscape pattern changes in the Qilian Mountains in the past 35 years based on the national 1∶100 000 land use data since 1970s, and then the InVEST model was used to evaluate the evolution in habitat quality. [Results] ① Grassland and unused land were the most important land use types in the study area, followed by forest land, cultivated land, waters, urban and rural construction land. Among them, changes of grassland and urban and rural construction land were more severe, the former was reduced firstly and then increased, while the latter continued to increase. ② In temporal scale, with the change of land use type, the habitat quality of Qilian Mountain area gradually improved from the deterioration, and the habitat quality was the best in 2015. ③ At spatial scale, both of the habitat quality and habitat degradation degree in the Qilian Mountains were high in the east and low in the west. [Conclusion] Superior natural conditions result in higher habitat quality, and higher intensity of human activities are responsible for habitat degradation.

Keywords: **Qilian Mountain; habitat quality; land use change; landscape pattern; InVEST model**

收稿日期: 2019-09-30 **修回日期**: 2019-11-12

资助项目: 国家自然科学基金重点项目"西北农牧交错带土地利用/覆盖变化对地表水热过程的影响"(41530752); 中央高校基本科研业务费专项资金项目(lzujbky-2018-it80)

第一作者: 薛晓玉(1994—),女(汉族),河南省商丘市人,硕士研究生,研究方向为遥感与地理信息系统应用。Email: 535382729@qq. com。

通讯作者: 颉耀文(1969—),男(汉族),甘肃省甘谷县人,博士,教授,主要从事地图学与环境遥感方面的研究。Email: xieyw@lzu. edu. cn。

生境质量(也叫相对生境适宜性)是指基于生存资源的可获得性、生物繁殖与存在数量,生态系统提供适合于个体和种群的生存条件的能力[1]。其在一定程度上可以体现区域的生物多样性[2],与区域内的LUCC有着紧密联系[3]。由于自然变化和人类活动的影响,各种土地利用/覆被类型发生着相互转换,对生态系统的物质循环、能量流动产生重要影响,进而改变区域内的生境质量,最终会影响到区域内的个体和种群的发展[4-5]。因此基于LUCC对生境质量进行评价,可以发现区域内土地利用方式和利用强度的合理性,以及生态环境治理的效果,对促进区域生态保护和可持续发展具有重要意义[4]。目前国内外基于LUCC的生境质量评估模型众多。根据评估方法与尺度的不同,主要包括基于实地调查的小尺度生境质量评估[6-8]和基于生态评估模型的多尺度生境质量评估[9-10],后者在评价生境质量的现状和预测未来生境分布方面优势明显[11],其常用的模型包括ARIES[12],SolVES[13]和InVEST[14]。其中,InVEST模型最成熟,应用最广泛,多应用于区域尺度的生态服务价值评估[15]和生物多样性分析[16-17]。

祁连山地区生态系统的动态变化对整个河西地区生态环境的稳定具有重要意义[18]。为此,本文基于长时间序列的土地利用数据,采用InVEST模型对祁连山地区的生境质量进行评估,以期为该地区的生态环境保护和发展提供科学参考。

1　研究区概况

祁连山地区位于中国青海省东北部与甘肃省西部的交界地带(35°46′—40°02′N,92°36′—103°58′E),西与阿尔金山相接,东至兰州—白银—景泰一线,北靠河西走廊,南邻柴达木盆地,地跨甘青两省的13个州市,总面积为2.26×10^5 km^2。由于深居西北内陆,远离海洋,气候特征表现为东部寒湿,西部干冷;年平均气温在4 ℃以下,全年降水量低于400 mm,集中分布在5—9月[19-20]。土壤类型主要包括寒钙土、冷钙土、草毡土、栗钙土、黑毡土,局部地区有寒冻土和沼泽土[21]。祁连山地区属于高山和极高山地貌,平均海拔约3 500 m,最高处为疏勒南山的团结峰,海拔5 808 m。

2　数据来源与研究方法

2.1　数据来源

本研究主要涉及土地利用数据和DEM数据,均来源于中国科学院资源环境科学数据中心(http://www.resdc.cn),其中土地利用数据为刘纪远团队[22-25]制作的1∶10万矢量数据,土地利用类型被区分为林地、水域、耕地、草地、城乡工矿居民地和未利用土地等6个一级类和25个二级类。数据年份涉及1970s末、1980s末、1995年、2000年、2005年、2010年和2015年共7期,其中1970s末、2000年和2015年的数据用于生境质量模型计算。为满足模型计算需要,对土地利用数据进行栅格化处理,输出分辨率为90 m。从数据中心下载的DEM数据是按省份合并和裁剪的SRTM数据,分辨率为90 m。研究区涉及甘肃和青海两省,分析之前将两省数据进行拼接并按照祁连山地区边界范围进行裁剪。

2.2　研究方法

2.2.1　*单一土地利用动态度*　单一土地利用动态度[26]表示区域某一时段某种土地利用类型的数量变化速度,其计算公式为:

$$D=\left(\frac{S_j-S_i}{S_i}\right)\times(1/t)\times100\% \quad (1)$$

式中:D表示单一土地利用动态度;S_i为给定时段初期某种地类的面积;S_j为给定时段末期某种地类的面积;t为给定时段的长度(a)。D值反映了给定时段特定土地利用类型的变化速率。

2.2.2　*景观格局指数*　景观格局指数不仅可以揭示景观格局的空间配置以及结构组成方面的差异,还可以对景观空间结构随时间的变化情况进行检测。本文选取了3个景观指标进行评价,其生态学的意义详见表1。

表1　景观格局指数及其生态学意义

指数分类	指数名称	生态学意义
聚集度指数	蔓延度指数CONTAG	不同地类斑块间的聚集程度和蔓延趋势
	聚集度指数AI	地类斑块间的连通性
	分离度指数DIVISION	地类的分离程度

2.2.3　*InVEST生物多样性模型*　InVEST模型是美国斯坦福大学等于2007年开发的用于评估生态服务功能量及其经济价值、支持生态系统管理和决策的一套模型系统[17]。其中包括很多生态系统服务评估的子模块,本文采用其3.5.0版本中的生境质量模块(habitat quality)对祁连山地区的生境质量进行评

估。该模块需要指定特定的土地利用类型作为破坏生境质量的威胁因子,将各土地利用类型与威胁因子建立联系,根据不同生境(即土地利用类型)对威胁因子的响应,评价不同土地利用类型下的生境质量分布和退化情况,通过生境质量指数的变化可以看出土地利用格局变化对生境质量的影响[1,14]。本研究综合考虑 InVEST 模型的应用实践[9-11,14],并结合现有数据及实地考察结果。确定耕地、城镇用地、农村居民点和工矿用地 4 种土地利用类型为威胁因子,并参考模型推荐的数值[14]和实地情况对以上 4 类威胁因子的影响权重和最大影响范围进行赋值(表 2)。

每一种土地利用类型都是一类生境类型,其生境质量与自身的生境适宜度及对威胁因子的敏感性有关[1,6,27-28]。生境类型的适宜度越高,其对应的生境质量表现得越优;对威胁因子的敏感性越强,其抗干扰的能力越差,生境质量指数越低[1]。结合参考模型的推荐值,同时综合考虑相关研究[9-11,14]和实地情况,确定了生境类型的生境适宜度及其对威胁因子的敏感性(表 3)。

表 2 生境质量破坏的威胁因子属性赋值

威胁因子	最大影响距离/km	权重	衰退类型
耕地	3	0.6	线型
城镇用地	7	1	指数
农村居民点	5	0.7	指数
工矿用地	6	1	指数

表 3 不同土地利用类型的生境适宜度及其对各威胁因子的敏感度

一级类	二级类(含三级类)	生境适宜度	耕地	城镇用地	农村居民点	工矿用地
林地	有林地	1	0.7	0.9	0.8	0.6
	灌木林	1	0.5	0.7	0.8	0.3
	疏林地	1	0.9	1	0.9	0.7
	其他林地	1	0.9	1	0.9	0.7
草地	高覆盖度草地	0.9	0.4	0.6	0.5	0.2
	中覆盖度草地	0.8	0.5	0.7	0.5	0.3
	低覆盖度草地	0.7	0.5	0.6	0.5	0.4
水域	河 渠	1	0.7	0.9	0.8	0.7
	湖 泊	1	0.7	0.9	0.8	0.7
	水库坑塘	1	0.7	0.9	0.8	0.8
	永久性冰川雪地	1	0.5	0.8	0.7	0.6
	滩 涂	0.6	0.7	0.9	0.8	0.7
	滩 地	0.6	0.7	0.8	0.7	0.7
城乡、工矿、居民用地	城镇用地	0	0	0	0	0
	农村居民点	0	0	0	0	0
	其他建设用地	0	0	0	0	0
未利用土地	沙 地	0	0	0	0	0
	戈 壁	0	0	0	0	0
	盐碱地	0.1	0.1	0.3	0.2	0.3
	沼泽地	0.6	0.5	0.2	0.5	0.4
	裸土地	0	0	0	0	0
	裸岩石砾地	0	0	0	0	0
	其 他	0	0	0	0	0
耕地	平原水田	0.3	0.3	0.6	0.4	0.2
	山地旱地	0.4	0.3	0.6	0.4	0.2
	丘陵旱地	0.5	0.3	0.6	0.4	0.2
	平原旱地	0.5	0.3	0.6	0.4	0.2
	大于 25°的坡地	0.3	0.3	0.6	0.4	0.2

开展研究区的生境质量评价,首先要计算出生境退化度 D_{xj},其计算公式为:

$$D_{xj}=\sum_{r=1}^{R}\sum_{y=1}^{Y_r}\left(\frac{W_r}{\sum_{r=1}^{R}W_r}\right)r_y i_{rxy}\beta_x S_{jr} \tag{2}$$

式中:D_{xj} 为生境退化度;R 为威胁因子的个数;y 表示威胁因子 r 栅格图层的栅格数;Y_r 表示威胁因子层在土地利用图中的栅格个数;W_r 为威胁因子的权重;r_y 为栅格 y 的威胁因子值(0 或 1);i_{rxy} 表示栅格 y 的威胁因子值 r_y 对生境栅格 x 的胁迫水平;β_x 表示栅格 x 的可达性水平,取值 0~1,1 表示极容易到达;S_{jr} 表示生境类型 j 对于威胁因子 r 的敏感性,取值 0~1,该值越接近 1 表示越敏感。其中 i_{rxy} 通过公式(3)得到:

$$i_{rxy}=1-\left(\frac{d_{xy}}{d_{r\max}}\right) \tag{3}$$

式中:d_{xy}为栅格 x 与栅格 y 之间的直线距离;$d_{r\max}$为威胁因子 r 的最大影响距离。

在生境退化度的基础上计算生境质量指数 Q_{xj},计算公式为[25]:

$$Q_{xj}=H_i\left(1-\frac{D_{xj}^z}{D_{xj}^z+k^z}\right) \tag{4}$$

式中:Q_{xj}为土地利用类型 j 中栅格单元 x 的生境质量;H_j 为土地利用类型 j 的生境适宜性;D_{xj}为生境退化度;z 为归一化常量,通常取值为 2.5;k 为半饱和系数,通常模型中设置为 0.5。

2.2.4　InVEST 模型计算结果分级　InVEST 模型中,生境质量的高低表现为生境质量指数的变化,其取值范围为[0,1],0,1 分别表示最低和最高的生境质量。土地利用强度越低,生境质量越高,越有助于生物多样性的维持[29]。土地利用强度的加大会引起威胁源地的扩张,从而导致其周围的生境质量发生退化[1,28,29]。为了便于说明和对比祁连山地区土地利用变化对生境质量的影响,借鉴相关文献[1,8-11]对生境质量进行等级划分,区分为差、较差、中等、良好、优等 5 个等级,其对应的生境质量指数范围分别为 0～0.1,0.1～0.3,0.3～0.5,0.5～0.7,0.7～1。为探测生境质量指数的变化,将 1970s 末、2000 年,2015 年 3 个年份的生境质量指数进行差值运算,得到 3 期的生境质量变化情况。生境退化度指数的高低,表示威胁因子对区域生境所造成的潜在破坏情况及其生境质量下降概率的大小[9,30]。为便于分析,在自然断裂点的基础上根据经验作适当调整,对生境退化度进行分级,划分为基本不变、微弱退化、轻度退化、中度退化和高度退化五类,其生境退化度指数的取值范围分别对应于 0～0.006,0.006～0.02,0.02～0.04,0.04～0.06,0.06 以上。

3　结果与分析

3.1　土地利用变化分析

近 35 a 来,祁连山地区各地类的变化情况不一(图 1)。草地和未利用土地是研究区最主要的土地利用类型,其次是林地、耕地、水域、城乡工矿居民用地。草地先减少后增加,1970s 末至 2015 年期间净增加 2 889.58 km^2,占研究区总面积的 1.28%。未利用土地显著减少,其净减少面积和比例分别为 2 390.40 km^2,1.06%,减少的区域集中分布在祁连山西部。未利用土地的流失主要源于向草地的转变,后者是比前者生态适宜性更高的土地类型,所以这种转变有助于生态环境的修复。林地变化幅度较小,净减少了 0.04%。耕地面积变化微弱,净增加了 0.20%。水域总体呈减少趋势,净减少面积和比例分别为 1 246.11 km^2,0.55%,冰川和积雪是祁连山地区水域的主要组成部分,有研究指出受全球气候变暖的影响,近年来研究区冰川消退、积雪消融[29,31-32],水域减少可能与之有关。城乡工矿居民用地持续增加,增加量占 1970s 末面积的 52.10%,集中分布在祁连山东部环境较好的区域,导致对应区域生态退化较严重。

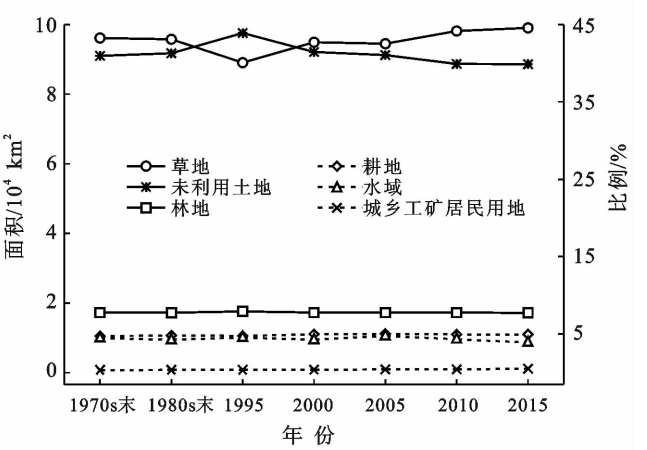


图 1　祁连山地区 1970s 末至 2015 年各土地利用类型分布

土地利用类型的单一动态度的大小表示了土地利用变化速度的快慢。祁连山地区 1970s 末至 2015 年间单一土地利用动态度变化情况表明(图 2),草地整体呈增加趋势,但在 1980s 末至 1995 年动态度为负值(−1.40%),这源于该时期草地向未利用土地的转化。未利用土地单一动态度在多数时段上表现为负值,源于其向草地的转变。耕地在 1995—2000 年上升速率较快,其他时段变化相对不大。水域面积总体减少,其中 2000—2005 年动态度为正,高达2.40%,但 2005 年之后,快速下降。城乡工矿居民用地一直呈增加态势,2010—2015 年动态度高达 3.85%,这与当地的经济发展和开发建设快速推进有密切关系[33-34]。

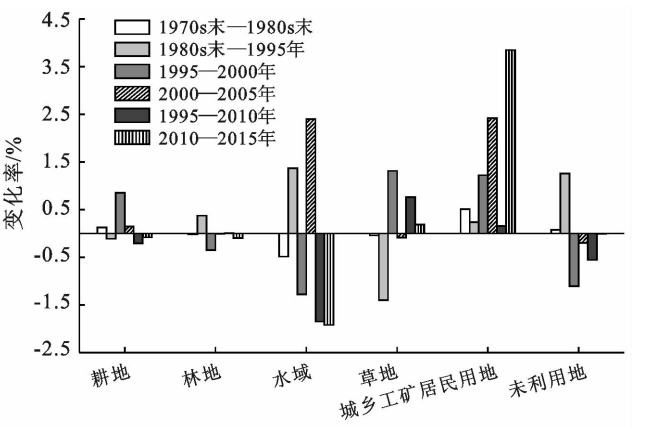


图 2　祁连山地区 1970s 末至 2015 年间单一土地利用动态度变化

3.2 土地利用变化对生境的影响

利用 3 期土地利用数据，基于公式(2)—(4)计算其生境质量指数和生境退化度；利用 ArcGIS 软件对以上计算结果进行统计，并制成表 5—6；并结合表 4 中的景观格局指数，进行分析祁连山地区的生境变化对土地利用变化的响应。

3.2.1 时间上土地利用变化对生境的影响 从时间变化来看，祁连山地区的生境质量存在先恶化、再变好的过程。2015 年祁连山地区的生境质量最好，中等及以上的生境占到了 62%，2000 年的生境质量最差(表 5)。1970s 末的生境质量较好，优等生境占 34.49%，生境退化度较低，蔓延度指数和聚集度指数分别为 54.75 和 88.50，空间聚集度相对比较完整；1970s 末至 2000 年期间，生境质量退化较为明显，2000 年的轻度退化及以上的区域占到了 8.18%。蔓延度指数和聚集度指数分别下降 0.30 和 0.06，说明这一时间段是一个生境破碎化的过程，作为威胁源的耕地和城乡工矿居民用地的增加是生境退化的主要原因；2015 年与 2000 年相比，生境质量有明显的改善，未利用土地向草地转化，使得生境适宜度较高的草地明显增多，蔓延度指数和聚集度指数分别提高 1.85，0.39，分离度指数降低了 0.001 2，说明这一阶段的破碎化情况有所好转，不同地类斑块间的连通性变强，有利于生境改善(表 4—6)。

3.2.2 空间上土地利用变化对生境的影响 从空间格局变化来看，生境质量较好的区域主要分布在东部地区、沿湖区域和海拔在 3 000～4 000 m 左右的地段(见封 3 附图 6)，这些区域主要以草地为主，靠近湖泊，生物多样性比较丰富；生境质量中等的区域主要分布在东部 3 000 m 以下的区域；生境质量较差的区域主要分布在西部地区以及中部海拔较高的区域，主要以未利用土地为主，生境适宜度较低，生态环境比较恶劣。1970s 末至 2000 年，生境质量变差的区域较多，分散分布在研究区中、东部地区，包括海西州的天峻县、乌兰县、海北州海晏县、刚察县、张掖市山丹县南部、西宁市的市区、湟源县北部、海东市的平安县等地(图 3)，这些地区耕地增多，林地和水域变少，农村居民点分布集中，源自人类活动的干扰较多，致使当地的生境质量指数降低。2000—2015 年，中部以及东部零星地区的生境得到改善，比如海西州的天峻县、乌兰县、海北州海晏县、刚察县等地，这些地区很多未利用土地变为低覆盖度草地，生境适宜度提高。同期生境变差的区域仍主要分布在东部交通相对发达的地区，如海西州的门源县、海东市的互助县、海南州的贵德县等地，其生境质量指数明显降低。

表 4 祁连山地区 1970s 末至 2015 年景观格局指数

年份	蔓延度指数(CONTAG)	聚集度指数(AI)	分离度指数(DⅣISION)
1970s 末	54.748 0	88.494 3	0.997 5
2000 年	54.447 6	88.438 7	0.997 5
2015 年	56.300 3	88.825 0	0.996 3

注：0＜CONTAG≤100；0＜AI≤100；0＜DⅣISION≤1。

表 5 祁连山地区 1970s 末至 2015 年所占比例

等级	生境质量指数	各等级生境质量在不同年份所占比例/%		
		1970s 末	2000 年	2015 年
差	0～0.1	37.92	38.49	37.27
较差	0.1～0.3	0.90	0.83	0.73
中等	0.3～0.5	4.66	4.89	4.86
良好	0.5～0.7	22.03	22.14	23.79
优等	0.7～1	34.49	33.65	33.34

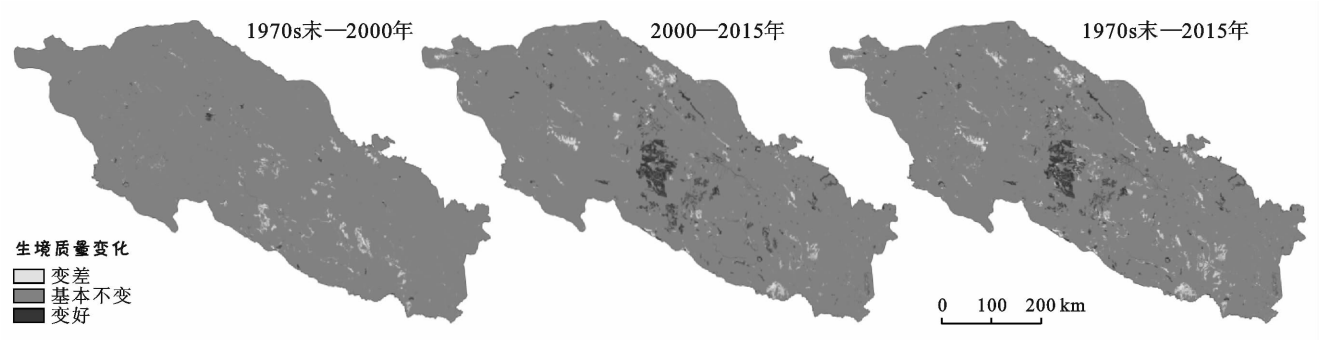


图 3 祁连山地区生境质量变化情况

由祁连山地区 1970s 末至 2015 年生境退化度的空间分布(图 4)可以看出，生境退化度存在东高西低的趋势。导致东部地区退化度较高的原因，一方面源于人口密度大、城镇化水平较高，城镇居民用地和耕地比较集中，土地利用开发强度较大，来自人类活动的干扰较多；另一方面，伴随着城乡工矿居民用地的扩张，耕地的开垦，这一区域的生境退化度在不断增强，空间上表现为退化区域的扩张。此外，2004 年以来青海湖的面积逐渐增大[35]，周围盐碱地增多，旅游旺季的人类活动强度较大[36]，导致其附近的生境退化度相对较高。

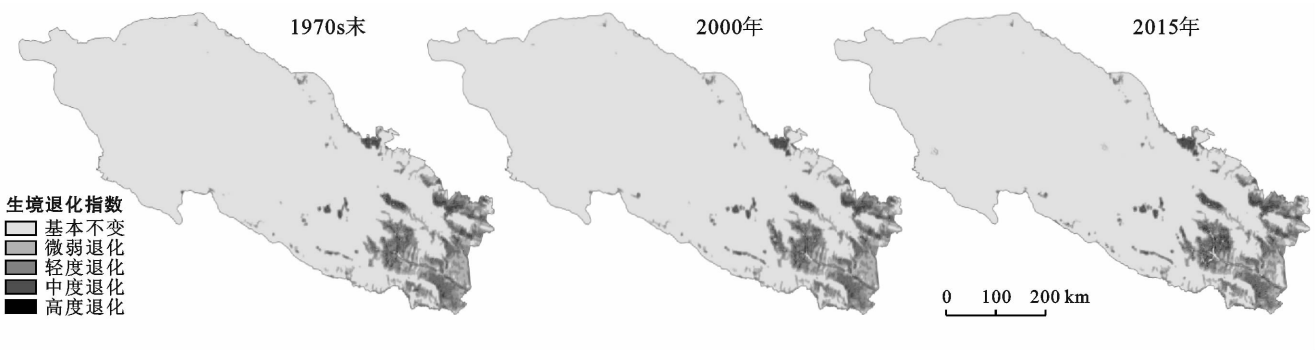


图 4　祁连山地区 1970s 末至 2015 年生境退化度的空间分布

表 6　祁连山地区 1970s 末至 2015 年各等级生境退化度所占比例　%

退化等级	不同年份各等级生境退化度所占比例		
	1970s 末	2000 年	2015 年
基本不变	86.57	86.04	86.26
微弱退化	5.69	5.78	5.64
轻度退化	5.59	5.84	5.60
中度退化	1.87	2.04	2.19
高度退化	0.28	0.30	0.31

4　讨论与结论

(1) 研究区主要土地利用类型为草地和未利用土地,其次是林地、耕地、水域、城乡工矿居民用地。其中草地和城乡工矿居民用地的变化较剧烈,草地先减少后增加,增加比例高达 1.28%;城乡工矿居民用地面积不断增加,其增加速度也不断加快,增加的部分主要由周围的草地和耕地转化而来。

(2) 在时间变化上,35 a 来,祁连山地区的生境质量由恶化的态势逐渐趋于改善。1970s 末至 2000 年期间,生境质量退化较为明显,2000—2015 年期间,大量生境适宜度较低的未利用土地向适宜度较高的草地转变,同期表征地类斑块破碎度的分离度指数有所下降,促进了生境改善,由此可以看出生境质量的变化与土地利用间的相互转换密切相关。

(3) 在空间分布上,祁连山地区的生境质量和生境退化度均表现为东高西低。东部地区生境质量较高主要源于其优越的自然条件;而生境退化度较高则与东部地区人类活动强度较高有关。

[参 考 文 献]

[1] 杨志鹏,许嘉巍,冯兴华,等. 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,2018,37(6):139-147.

[2] Fellman J B, Eran H, William D. Stream physical characteristics impact habitat quality for pacific salmon in two temperate coastal watersheds [J]. PloS one, 2015, 10(7):e0132652.

[3] 王建华,田景汉,吕宪国. 挠力河流域河流生境质量评价[J]. 生态学报,2010,30(2):481-486.

[4] 郑宇,张蓬涛,汤峰,等. 基于 InVEST 模型的昌黎县土地利用变化对生境质量的影响研究[J]. 中国农业资源与区划,2018,39(7):121-128.

[5] 欧阳志云,郑华. 生态系统服务的生态学机制研究进展[J]. 生态学报,2009,29(11):6183-6188.

[6] 刘旻霞. 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,2009,23(3):171-175.

[7] 刘华,蔡颖,於梦秋,等. 太湖流域宜兴片河流生境质量评价[J]. 生态学杂志,2012,31(5):1288-1295.

[8] Balasooriya B L W K, Samson R, Mbikwa F, et al. Biomonitoring of urban habitat quality by anatomical and chemical leaf characteristics[J]. Environmental and Experimental Botany, 2009,65(2/3):386-394.

[9] 钟莉娜,王军. 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,2017,33(1):250-255.

[10] 吴健生,曹祺文,石淑芹,等. 基于土地利用变化的京津冀生境质量时空演变[J]. 应用生态学报,2015,26(11):3457-3466.

[11] 陈妍,乔飞,江磊. 基于 In VEST 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),2016,52(3):553-562.

[12] Bagstad K J, Villa F, Johnson G W, et al. ARIES-artificial intelligence for ecosystem services: A guide to models and data, version1. 0 [R/OL]. Burlington, VT: ARIES,2011 [2018-03-09]. https://unstats. un. org/unsd/envaccounting/seeaRev/meeting2013/EG13-BG-7. pdf.

[13] Sherrouse B C, Semmens D J. Social Values for Ecosystem Services, Version 3. 0(Sol VES 3. 0): Documentation and User Manual [M]. Reston, VA: U. S. Geological Survey, 2015.

[14] Tallis H, Ricketts T, Guerry A, et al. InVEST3. 2. 0 User's Guide: Integrated Valuation of Environmental Services and Tradeoffs [M]. Stanford: The Natural

Capital Project, 2015.
[15] 孙兴齐. 基于 InVEST 模型的香格里拉市生态系统服务功能评估[D]. 云南 昆明:云南师范大学,2017.
[16] 谢余初,巩杰,张素欣,等. 基于遥感和 InVEST 模型的白龙江流域景观生物多样性时空格局研究[J]. 地理科学,2018,38(6):979-986.
[17] 孙传谆,甄霖,王超,等. 基于 InVEST 模型的鄱阳湖湿地生物多样性情景分析[J]. 长江流域资源与环境,2015,24(7):1119-1125.
[18] 唐飞飞. 祁连山国家级自然保护区生态安全评价[D]. 甘肃 兰州:兰州大学,2014.
[19] 沈静,刘永红,康建国,等. 祁连山气候分布特征研究[J]. 中国科技论文在线,2013.
[20] 尹宪志,张强,徐启运,等. 近 50 年来祁连山区气候变化特征研究[J]. 高原气象,2009,28(1):85-90.
[21] 甘肃省志·林业志. 甘肃省地方志编纂委员会[M]. 甘肃 兰州:甘肃人民出版社,1999.
[22] 庄大方,刘纪远. Modeling of regional differentiation of land-use degree in China [J]. Chinese Geographical Science, 1997, 7(4):302-309.
[23] 刘纪远,张增祥,庄大方,等. 20 世纪 90 年代中国土地利用变化时空特征及其成因分析[J]. 地理研究,2003,22(1):1-12.
[24] 刘纪远,张增祥,徐新良,等. 21 世纪初中国土地利用变化的空间格局与驱动力分析[J]. 地理学报,2009,64(12):1411-1420.
[25] 刘纪远,匡文慧,张增祥,等. 20 世纪 80 年代末以来中国土地利用变化的基本特征与空间格局[J]. 地理学报,2014,69(1):3-14.
[26] 王秀兰,包玉海. 土地利用动态变化研究方法探讨[J]. 地理科学进展,1999, 18(1):83-89.
[27] 赵梦雨,薛亮. 咸阳市生境质量变化遥感监测研究[J]. 遥感技术与应用,2017,32(6):1171-1180.
[28] 包玉斌,刘康,李婷,等. 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,2015,32(3):622-629.
[29] 孙美平,刘时银,姚晓军,等. 近 50 年来祁连山冰川变化:基于中国第一、二次冰川编目数据(英文)[J]. Journal of Geographical Sciences, 2018,28(2):206-220.
[30] 姚云长. 基于 InVEST 模型的三江平原生境质量评价与动态分析[D]. 北京:中国科学院大学,2017.
[31] 王晶,秦翔,李振林,等. 2004—2015 年祁连山西段大雪山地区冰川变化[J]. 遥感技术与应用,2017,32(3):490-498.
[32] 王涛,高峰,王宝,等. 祁连山生态保护与修复的现状问题与建议[J]. 冰川冻土,2017,39(2):229-234.
[33] 周亮,车磊,孙东琪. 中国城镇化与经济增长的耦合协调发展及影响因素[J]. 经济地理,2019,39(6):97-107.
[34] 张宇,曹卫东,梁双波,等. 西部欠发达区人口城镇化与产业城镇化演化进程对比研究:以青海省为例[J]. 经济地理,2017,37(2):61-67.
[35] 骆成凤,许长军,曹银璇,等. 1974—2016 年青海湖水面面积变化遥感监测[J]. 湖泊科学,2017,29(5):1245-1253.
[36] 丁文广,刘迎陆,田莘冉,等. 祁连山国家级自然保护区创新管理机制研究[J]. 环境保护,2018,46(S1):41-46.

(上接第 277 页)

[21] 丁士军,张银银,马志雄. 被征地农户生计能力变化研究:基于可持续生计框架的改进[J]. 农业经济问题,2016,37(6):25-34,110-111.
[22] 汪超. 可持续生计理论对农民工资产贫困的理解与公共政策启迪[J]. 理论月刊,2019(6):123-130.
[23] 李树茁,梁义成, MARCUS W,等. 退耕还林政策对农户生计的影响研究:基于家庭结构视角的可持续生计分析[J]. 公共管理学报,2010,7(2):1-10,122.
[24] 冯娇,陈勇,周立华,等. 基于可持续生计分析框架的贫困农户脆弱性研究:以甘肃省岷县坪上村为例[J]. 中国生态农业学报,2018,26(11):1752-1762.
[25] 李聪,柳玮,冯伟林,等. 移民搬迁对农户生计策略的影响:基于陕南安康地区的调查[J]. 中国农村观察,2013(6):31-44,93.
[26] 孙欣,毕如田,刘慧芳,等. 贫困山区耕地细碎化对农户生计策略的影响:以左权县清漳河流域 87 个村为例[J]. 中国土地科学,2018,32(2):40-47.
[27] 赵微,徐雯,汪帆,等. 农地整治对灌溉设施利用行为的影响研究[J]. 农业现代化研究,2018,39(3):451-459.
[28] 谢金华,杨钢桥,许玉光. 不同农地整治模式对农户生计策略的影响研究:以江汉平原和鄂西南山区部分县市为例[J]. 中国农村经济,2018(11):96-111.
[29] 伍艳. 贫困山区农户生计资本对生计策略的影响研究:基于四川省平武县和南江县的调查数据[J]. 农业经济问题,2016,37(3):88-94,112.
[30] 杨世龙,赵文娟,徐蕊,等. 元江干热河谷地区农户生计策略选择机制分析:以新平县为例[J]. 干旱区资源与环境,2016,30(7):19-23.
[31] 刘晨芳,赵微. 农地整治对农户生计策略的影响分析:基于 PSM-DID 方法的实证研究[J]. 自然资源学报,2018,33(9):1613-1626.
[32] 刘俊,张恒锦,金朦朦,等. 旅游地农户生计资本评估与生计策略选择:以海螺沟景区为例[J]. 自然资源学报,2019,34(8):1735-1747.