

农业主产区土地生态安全格局构建

——以克东县为例

张慧¹, 邱凯玉¹, 王宇瑶¹, 林佳¹, 章桂芳²

(1.东北农业大学 公共管理与法学院, 哈尔滨 150000; 2.中山大学 地球科学与工程学院, 广州 510275)

摘要:为保障东北粮食主产区生态系统安全,尤其是农业生态系统安全,以黑龙江省农业主产区克东县为研究区,构建以“源地—安全区—廊道—节点”为基本框架的土地生态安全格局。以土地利用斑块为基本研究单元,依据土地生态安全评价结果综合识别土地生态源地;通过寻找最小累积阻力值和栅格面积阻力突变点确定生态安全区;借助最小累积阻力模型和 GIS 空间分析,识别了生态廊道和生态节点。最后为生态安全格局提供了管控措施。结果表明:(1)克东县土地生态系统服务价值和土地生态敏感性整体偏低,其中生态服务价值评价中一般值区面积最大,极值区面积最小;生态敏感性评价中轻度敏感区面积最大,极度敏感区面积最小,生态安全评价的高值分布于县域北部和中部附近;(2)土地生态安全格局由 17 块土地生态源地、3 种不同水平生态安全区、63 条生态廊道和 18 个生态节点构成。通过克东县土地生态安全格局构建研究,在县域内形成了以土地生态源地—生态安全区—生态廊道—生态节点为框架的土地生态安全网络,一定程度上保证了县域内生物多样性稳定和生态系统安全。

关键词:农业主产区;最小累积阻力模型;生态系统服务价值;生态敏感性

中图分类号:F301.2

文献标识码:A

文章编号:1005-3409(2021)06-0274-09

Construction of Land Ecological Security Pattern in Main Agricultural Production Areas — Taking Kedong County as an Example

ZHANG Hui¹, QIU Kaiyu¹, WANG Yuyao¹, LIN Jia¹, ZHANG Guifang²

(1.School of Public Administration and Law, Northeast Agricultural University, Harbin 150000, China;

2.School of Earth Science and Engineering, Sun Yat-sen University, Guangzhou 510275, China)

Abstract: In order to ensure the safety of the ecosystem in the main grain production area in northeast China, especially the security of the agricultural ecosystem, Kedong County, the main agricultural production area in Heilongjiang Province, was used as the research area, and land ecological security pattern with the basic framework of ‘source-safety area-corridor-node’ was constructed. Taking land use patches as the basic research unit, the ecological source of land was comprehensively identified based on the results of land ecological security evaluation; the ecological safety zone was determined by finding the minimum cumulative resistance value and the resistance mutation point of the grid area; ecological corridors and ecological nodes were identified by relying on the minimum cumulative resistance model and GIS spatial analysis. Finally, control measures for the ecological security pattern were provided. The results show that: (1) Kedong County’s land ecosystem service value and land ecological sensitivity are generally low, among which the area with general value is the largest in the ecological service value evaluation, and the area with extreme value is the smallest; the area with the mild ecological sensitivity is the largest, and the area with the extreme sensitivity is the smallest; the high values of ecological security evaluation distributed near the northern and central part of the county; (2) the land ecological security pattern consists of 17 land ecological sources, 3 different levels of ecological security zones, and 63 ecological corridors and 18 ecological nodes. Through research on the

收稿日期:2021-02-24

修回日期:2021-03-22

资助项目:国家自然科学基金(41402297);黑龙江省博士后资助项目(LBH-Z12032)

第一作者:张慧(1976—),女,山东济宁人,博士,副教授,研究生导师,主要从事土地利用与规划研究。E-mail:zhanghui2003@163.com

construction of land ecological security pattern in Kedong County, a land ecological security network with the framework of land ecological source—ecological security zone—ecological corridor—ecological node has been formed in the county, which guarantees the biodiversity stability and ecosystem security in the county to a certain extent.

Keywords: main agricultural production areas; minimum cumulative resistance model; ecosystem service value; ecological sensitivity

人类无节制的土地开发和合理的土地利用,导致区域内以水土流失、土地荒漠化等为主的农业生态破坏,以农业生产污染、农村生活污染等为主的农业环境污染以及以农业生物多样性减少为主的农业资源短缺等生态问题逐渐增多,生态系统稳定性不断遭受威胁。生态安全格局作为以保持区域内生物流正常运动,维持生物多样性水平和生态系统健康可持续为目的而构建的生态保护区域^[1],为解决区域内土地和农业生态安全问题,保障生态系统稳定和提升生态环境可持续等提供了有效方案。因此,土地生态安全格局构建作为生态安全格局的延伸研究,逐渐成为土地生态安全领域的研究热点。

国内生态安全格局概念源于景观生态学领域,后被广泛应用于地理学、生态学和环境科学等多个学科。土地生态安全格局作为生态安全格局的细化内容,国内学者研究主要集中在安全格局的识别和构建方面。目前,“源地—廊道”^[2]模式是生态安全格局构建的最主要方法。其中,生态源地识别和综合生态阻力面生成是安全格局构建的关键。生态源地识别作为安全格局构建的基础,识别方式包括直接识别和评价识别两种,直接识别是指将研究区内自然保护区和风景名胜区^[3]作为生态源地,或者将研究区内大面积的林地、草地和水域等生态用地^[4]作为生态源地。评价识别是指在生态环境质量评价的基础上,将环境高质量区域识别为生态源地。国内源地评价识别经历了由单一的生态敏感性评价^[5]、生态系统服务价值评价^[6]向综合性评价^[7]发展的过程。关于源地识别,无论是直接识别还是单一评价识别,虽然具有一定的科学合理性,以及操作便捷等优势,但此类方法无法全面体现研究区生态环境质量。阻力面作为构建生态廊道的基础,反映了物种空间运动的趋势^[8]。阻力面生成经历了简单的土地利用类型均一化赋值^[9]向土地利用类型、高程和坡地等多指标综合赋值^[10]的演变过程,阻力面生成逐渐趋于科学和综合,能真实反映研究区生态环境状况。综上,本文生态源地识别采用以生态敏感性评价、生态系统服务价值评价为主的综合性评价识别以及直接识别相结合的方式,选取多指标综合赋值方式构建克东县综合阻力面。

克东县是国家主要商品粮生产基地县之一,第一产业为支柱产业。克东县以丘陵地形为主,地势起伏大,加之长期高强度的耕地开发利用,导致区域内水土流失、土壤质量下降等土地利用问题日益严重,对县域农业生态系统安全稳定造成威胁。因此,为保障克东县经济发展和粮食生产亟需构建科学的土地生态安全格局。本文以黑龙江省克东县为研究区,以土地利用斑块为基本单元,通过土地生态源地确定、生态安全区建立、生态廊道构建和生态节点识别,构建基于“源地—安全区—廊道—节点”的克东县土地生态安全格局,以期为保持克东县土地生态安全稳定提供支持,以及为县域尺度土地生态安全格局构建研究提供参考。

1 研究区概况

克东县(47°43′—48°18′N,126°1′—126°41′E)位于黑龙江省中北部,齐齐哈尔市东北部。克东县总面积为2 083 km²,下辖5镇2乡10个农林牧场,98个行政村,578个自然屯,本文研究区仅包括克东县境内各乡镇。克东县作为黑龙江省典型农业区,位于寒温带大陆性季风气候区,雨热同期;全县黑土面积占总面积73%,土质肥沃,适合农作物生长。2017年全县农业种植面积1 256.8 km²,是国家主要商品粮生产基地县之一。

2 数据来源与研究方法

2.1 数据来源与处理

本文研究数据主要包括研究区土地利用数据、数字高程数据、土壤侵蚀数据、植被覆盖度和社会经济数据等。土地利用数据来源于克东县2017年土地变更调查数据库;DEM数据来源于地理空间数据云平台(www.gscloud.cn/),空间分辨率为30 m,并在ArcGIS 10.2中通过表面分析工具进行坡度提取;土壤侵蚀数据来源于中国科学院资源环境科学数据中心提供的中国土壤侵蚀空间分布数据(http://www.resdc.cn),并利用ArcGIS 10.2进行数据处理获得;植被覆盖数据来源于地理空间数据云(www.gscloud.cn)下载的Landsat遥感影像,空间分辨率为30 m,并利用ENVI经过图

像裁剪、大气校正和辐射定标等处理环节提取克东县植被覆盖度;生态服务价值核算中粮食作物播种面积及产量数据来源于《克东县统计年鉴》。

2.2 研究方法

2.2.1 土地生态安全评价 生态安全评价能直观反映研究区生态安全状况,对构建土地生态安全格局具有重要意义。生态安全评价模型选择是生态安全评价的关键,模型选择要在综合考虑研究区自然和社会经济等各方面因素的前提下,兼顾数据的可获得性。基于上述原则并结合克东县实际情况,本文选择土地生态系统服务价值评价和土地生态敏感性评价作为克东县土地生态安全评价基础模型。

(1) 土地生态系统服务价值评价。生态系统服务是指通过生态系统的结构、过程和功能直接或间接得到的生命支持产品和服务,其价值评估是生态环境保护、生态功能区划、环境经济核算和生态补偿决策的重要依据和基础^[11]。关于生态系统服务价值的核算主要有功能价值法和当量因子法。由于当量因子法具有构建模型数据需求量少和模型操作相对简易

等优势^[12],因此本文采用当量因子法进行生态系统服务价值核算,公式如下:

$$ESV = \sum (VC_i \times A_i) \quad (1)$$

式中:ESV 为生态服务价值(元); VC_i 为生态服务价值系数(元/hm²); A_i 为第 i 类土地利用类型的面积。

根据克东县土地利用和土地覆盖现状,以及参考相关学者^[11,13-14]关于生态服务价值研究成果,将克东县土地利用类型合并整理为耕地、林地、草地、水域、建设用地和未利用地 6 类,其中建设用地生态服务价值系数全部设定为 0。鉴于谢高地等以全国为研究对象,研究结果无法真实反映克东县实际,本文通过借鉴相关研究^[15-16]对生态服务价值系数修正方法,采用生态服务价值当量因子法,对相关数据进行系数修正,计算得到克东县单位面积土地生态系统服务价值系数(表 1)。根据表 1 可知,水域和林地作为县域内最主要的生态用地,生态服务功能最齐全,因此生态服务价值最高;建设用地作为县域内居民生产生活的集中区域,对生态环境正向作用较小,甚至存在负向作用,因此建设用地提供的生态服务价值最小。

表 1 克东县单位面积土地生态服务价值系数

生态系统功能	耕地	林地	草地	水域	未利用地	建设用地
气体调节	611.90	4283.30	979.04	0.00	0.00	0.00
气候调节	1089.18	3304.26	1101.42	562.95	0.00	0.00
水源涵养	734.28	3916.16	979.04	24941.04	36.71	0.00
食物生产	1223.80	122.38	367.14	122.38	12.24	0.00
美学景观	12.24	1566.46	48.95	5311.29	12.24	0.00
废物处理	2007.03	1603.18	1603.18	22248.68	12.24	0.00
原材料生产	122.38	3181.88	61.19	12.24	0.00	0.00
生物多样性保护	868.90	3989.59	1333.94	3047.26	416.09	0.00
土壤形成与保护	1786.75	4772.82	2386.41	12.24	24.48	0.00
总价值	8456.46	26740.03	8860.31	56258.09	514.00	0.00

(2) 土地生态敏感性评价。生态敏感性是指生态系统对人类活动干扰和自然环境变化的反应程度,说明区域生态环境问题发生的难易程度和可能性大小^[17],通过生态敏感性评价可以识别遭遇干扰后不易恢复的地区,为区域生态保护提供指导^[18]。综上所述可知,生态环境问题的产生受到自然环境和人为活动等多方面因素影响,因此本研究中土地生态敏感性评价模型采用多因子综合指数评价模型。公式如下:

$$S = \sum_{i=1}^n W_i \times C_i \quad (2)$$

式中: S 为土地生态敏感性评价综合值; n 为评价因子总数; W_i 为第 i 个评价因子的权重; C_i 为第 i 个评价因子的敏感性评价标准化值。

本文在参考大量生态敏感性评价相关文献^[19-20],以及结合克东县农业生态环境和社会经济等情况基

础上,从自然环境背景和人类活动干扰两个层面建立土地生态敏感性评价指标体系。其中自然环境背景包括坡度、高程、土壤侵蚀、植被覆盖度、距水域距离 5 个指标;人类活动干扰包括距道路距离、距居民点距离、土地利用类型和单位面积化肥量 4 个指标。其中高程和坡度因子可以衡量不同地理条件下生态恢复难易程度,高程和坡度值越大,生态恢复越难,敏感性越高;土壤侵蚀因子可以衡量县域内水土流失程度,侵蚀强度越大,敏感性越高;植被覆盖度可以反映县域内植被生长情况与生态环境的关系,植被覆盖度越高,对生态环境变化产生的敏感性越强,反之越弱;距道路、距水域和距居民点距离可以衡量人类活动范围对生态环境产生的影响,距离公路和居民点越近,生态环境敏感性越弱,反之越强,距离水域距离越近,

对水域和土地资源的利用越频繁,生态敏感性越强,反之越弱;土地利用类型衡量生物多样性和生态环境敏感性的关系,林地和水域等生态用地生物多样性高,因此敏感性强,建设用地和未利用地生物多样性低,生态敏感性弱;单位面积化肥量衡量化肥使用对生态环境影响程度,单位面积化肥量少时,生态环境

对化肥量变动的敏感性较强,反之较弱;本文生态敏感性评价的指标因子权重采用熵值法计算确定,权重值越高,对生态敏感性评价的影响作用越大。最后本文将生态敏感性划分为不敏感、轻度敏感、中度敏感、高度敏感和极度敏感共 5 个等级,建立土地生态敏感性评价指标体系(表 2)。

表 2 克东县土地生态敏感性评价指标体系

准则层	因子	权重	不敏感 1	轻度敏感 2	中度敏感 3	高度敏感 4	极度敏感 5
自然环境背景	坡度/(°)	0.11	≤5	5~10	10~15	15~20	>20
	高程/m	0.04	≤200	200~250	250~300	300~350	>350
	土壤侵蚀	0.04			微度	轻度	中度
	植被覆盖度/%	0.14	≤25	25~35	35~42	42~49	>49
	距水域距离/m	0.15	≥2000	1500~2000	1000~1500	500~1000	<500
	距道路距离/m	0.18	≤3000	3000~6000	6000~9000	9000~12000	>12000
人类活动干扰	距居民点距离/m	0.17	≤300	300~600	600~900	900~1200	>1200
	土地利用类型	0.09	建设用地	未利用地	耕地、草地	水域	林地
	单位面积化肥量/(kg·km ⁻²)	0.08	≥22.06	18.6~22.06	15.32~18.6	10.81~15.32	<10.81

2.2.2 土地生态安全格局构建 本文土地生态安全格局由土地生态源地、生态安全区、生态廊道和生态节点 4 部分组成。其中生态安全格局构建通过最小累积阻力模型实现。

最小累计阻力指从源地经过不同阻力的景观所耗费的费用或克服阻力所做的功。通过最小累计阻力模型能真实反映物种间在区域内连通性,阻力值越小,表示物种间连通性约好,反之则表示连通性越差。

$$MCR = f_{\min} \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m (D_{ij} \times R_i) \quad (3)$$

式中:MCR 为最小累计阻力值; f 为与距离和阻力系数呈正相关的函数; D_{ij} 为生态源地 j 到达空间栅格 i 的距离; R_i 为空间栅格 i 的阻力系数。

(1) 土地生态源地识别。生态源地是指区域范围内需要重点保护,且对提高区域生态环境系统稳定性具有重要意义的区域^[21]。土地生态源地识别是土地生态安全格局构建的基础,结合相关学者^[22-23]对土地生态源地识别研究成果,本文生态源地识别分为生态安全评价识别和均匀化配置识别。生态安全评价识别是基于克东县土地生态系统服务价值评价和土地生态敏感性评价分类结果识别生态源地。首先选择生态系统服务价值较高的中值区、高值区和极值区,以及生态敏感性较高的中度敏感区、高度敏感区和极度敏感区,然后利用 ArcGIS 10.2 中的空间分析功能将选定区域进行合并处理,最后基于克东县实际情况选取面积大于 1 km² 的 15 块源地作为土地生态源地;均匀化配置识别生态源地是指根据已识别生态源地的空间分布情况,对生态源地进行补充识别,从而实现生态源地在县域范围内的均匀分布。

(2) 阻力面构建。不同土地利用类型对生态源地间生物物流运动和交换产生的阻力存在明显差异,即土地利用类型与生态源地类型越相似,物种运动过程中阻力越小;以及相同土地类型内部覆盖度越高,阻力值越小。本文在借鉴关于阻力模型构建研究成果基础上^[24],结合克东县漫山漫岗、岗川相间的地形地势特点,综合选取研究区高程、坡度和土地利用类型作为构建克东县综合阻力面的因子。① 土地利用类型因子:首先,根据克东县土地利用实际,整理得到克东县 25 个二级土地利用分类;其次,由于生态源地土地利用类型以水域、林地、草地和大面积的耕地为主,根据土地利用类型与生态源地类型越相似阻力值越小的原则,设定一级土地利用类型阻力值排序依次为水域、林地、草地、耕地、未利用地和建设用地,其中水域阻力值最小,建设用地阻力值最大。最后根据同一级土地利用类型内部,物种覆盖度越高,阻力值越小的原则,对二级土地利用类型进行赋值,25 个二级土地利用类型整体赋值区间规定在 0~5,每个二级分类产生 0.2 的阻力梯度差,其中河流水面阻力值最小,建制镇阻力值最大;② 高程和坡度因子:当高程、坡度值越低时,生态系统状况越复杂,物种运动受到的阻力越大,相应阻力值也越大,反之阻力值越小。综上,综合阻力值设定见表 3。

(3) 土地生态安全区建立。生态安全区是为了保护生态源地的安全和保证生态源地作用正常发挥而划定的区域。生态安全区越靠近土地生态源地生物物种越丰富,物种运动过程中遭受的阻力越小,对土地生态源地的促进作用越明显。本文借鉴关于生

态安全区划定研究^[25],以土地生态源地为基础数据,通过寻找最小累计阻力值和栅格面积阻力突变点,将克东县土地生态安全区划分为低级生态安全区、中级生态安全区和高级生态安全区。

表 3 克东县综合阻力系数

阻力面因子	权重	分类	阻力系数
土地利用类型	0.79	河流水面	0.2
		水库水面	0.4
		坑塘水面	0.6
		内陆滩涂	0.8
		沟渠	1
		水工建筑用地	1.2
		有林地	1.4
		灌木林地	1.6
		其他林地	1.8
		天然牧草地	2
		其他草地	2.2
		水田	2.4
		旱地	2.6
		水浇地	2.8
		沼泽地	3
		设施农用地	3.2
		裸地	3.4
		沙地	3.6
		风景名胜及特殊用地	3.8
		农村道路	4
采矿用地	4.2		
铁路用地	4.4		
公路用地	4.6		
村庄	4.8		
建制镇	5		
高程/m	0.15	≥350	1
		300~350	2
		250~300	3
		200~250	4
		≤200	5
		≥20	1
坡度/(°)	0.06	15~20	2
		10~15	3
		5~10	4
		≤5	5

(4) 土地生态廊道构建。生态廊道是生态源地间物质能量流动和生物物种迁徙运动的重要通道,具有保护生物多样性、保持水土稳定和净化环境等生态系统服务功能,对维持区域生态系统稳定性发挥着重要作用^[26]。以生态源地和综合阻力成本面为基础,通过使用 ArcGIS 10.2 中 Spatial Analyst Tools 工

具,分别计算出每个像元到成本面上最近源地的成本距离,以及生态源地间的最小成本路径,并将生成的最小成本路径进行叠加,剔除重复路径,最终构建克东县土地生态廊道。

(5) 土地生态节点识别。生态节点是指在生物扩散和迁徙运动中发挥关键作用的位置点^[27]。生态节点是区域生态流和物质流最密集的地区,容易遭受外界物质入侵和干扰,并进一步影响物种正常迁移和物质能量的转换和交流。本文将生态廊道间交汇点设定为生态节点。

3 结果与分析

3.1 克东县土地生态安全评价

3.1.1 土地生态服务价值评价 根据表 1 在 ArcGIS 10.2 中对克东县土地生态系统服务价值进行核算,并将结果利用自然断点法分为低值区、一般值区、中值区、高值区和极值区 5 类(图 1)。根据评价结果显示(表 4),克东县生态系统服务价值总体较低,大部分处于一般值及以下水平。其中一般值区最多,面积为 822.04 km²,占县域总面积的 50.7%。极值区分布最少,面积仅为 5.46 km²,占县域总面积的 0.34%。空间分布上,低值区和一般值区相间分布,中值区零星分布,高值区分布于县域内的玉岗镇、蒲峪路镇、润津乡和昌盛乡,极值区主要在宝泉镇,蒲峪路镇和玉岗镇有零星分布。

结合克东县景观分布,低值区和一般值分布与克东县建制镇、农村居民、建设用地以及小面积耕地等分布相一致;零星分布的中值区与县域内大面积耕地、林地、草地分布有关;分布于四乡镇的高值区是以光荣水库和润津河为主的水域和沿河流分布的林草地等;极值区是县域内的玉岗水库和乌裕尔河。水域和大量林草地作为县域内主要生态用地,是保障县域内水源涵养、气候调节以及污染物处理等生态功能的主要区域,生态环境质量较高,因此是县域内生态服务价值的高值区。建制镇、居民点和其他建设用地作为人类活动最频繁区域,生态服务功能减弱的同时,在建设用地集中区域,环境污染等生态问题开始出现,因此其不但无法提供生态服务功能,还会对县域内生态产生负向作用,因此被划定为低值区。

3.1.2 土地生态敏感性评价 根据表 2 克东县土地生态敏感性评价指标体系表,在 ArcGIS 10.2 中对克东县土地生态敏感性进行评价计算,并将评价结果利用自然断点法分为不敏感区、轻度敏感区、中度敏感区、高度敏感区和极度敏感区 5 等(图 1)。土地生态

敏感性评价结果显示(表5),克东县土地生态敏感性整体较低,大部分处于轻度敏感及以下水平。其中轻度敏感区域面积最多,面积为466.23 km²,占县域总面积的28.76%;极度敏感区域面积最少,面积为137.68 km²,

占县域总面积的8.49%。空间分布方面,不敏感和轻度敏感区域分布于县域中部的克东镇和蒲峪路等乡镇,中度敏感区、高度敏感区和极度敏感区零星分布在玉岗镇、润津乡和宝泉镇。

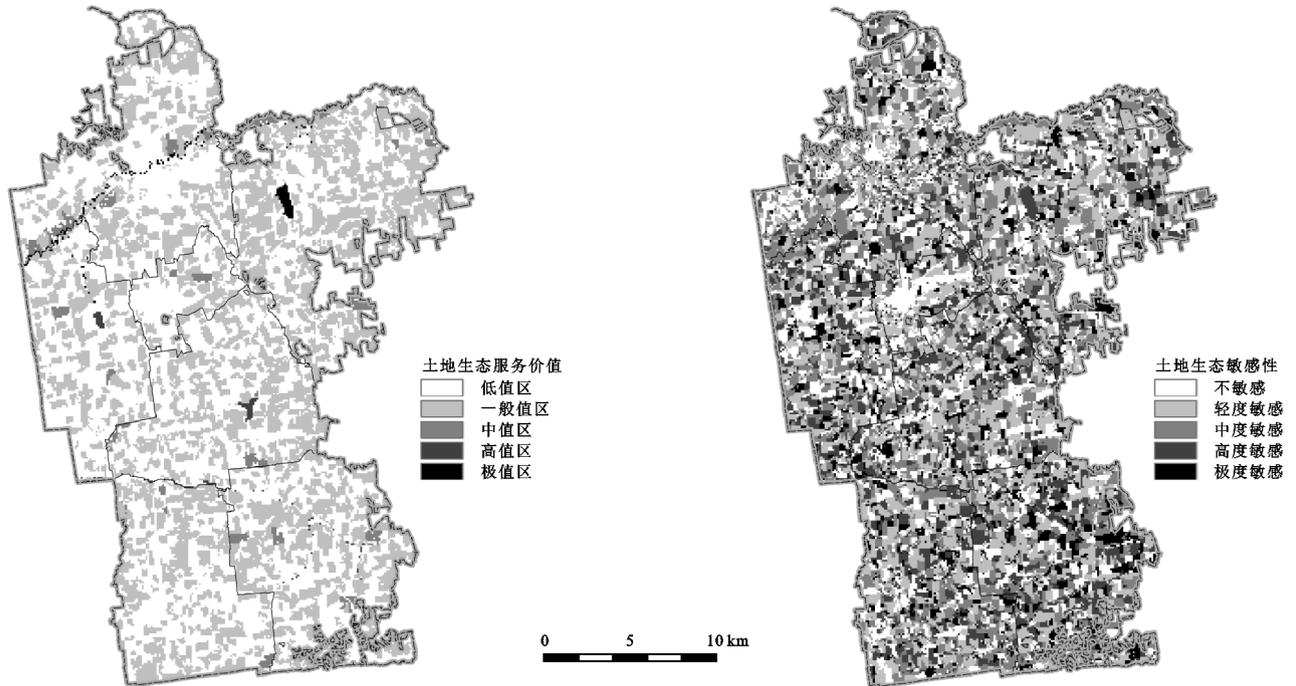


图1 克东县土地生态安全评价结果

表4 克东县土地生态系统服务价值评价结果

生态系统服务价值等级	面积/km ²	面积比例/%
低值区	503.92	31.08
一般值区	822.04	50.71
中值区	282.42	17.42
高值区	7.36	0.45
极值区	5.46	0.34
合计	1621.20	100.00

表5 克东县土地生态敏感性评价结果

生态敏感性等级	面积/km ²	占比/%
不敏感区	388.98	23.99
轻度敏感区	466.23	28.76
中度敏感区	372.85	23.00
高度敏感区	255.45	15.76
极度敏感区	137.68	8.49
合计	1621.20	100.00

克东县不敏感和轻度敏感区域主要分布于县域内的农村居民点、建制镇以及公路线周边。这部分区域内人类生产生活等活动频繁,生态系统较为简单,生态敏感性较弱。不敏感和轻度敏感区作为适宜开发建设区,可因地制宜布局县域农业和工业等相关产业,促进县域经济发展。但开发建设过程中要重视生态环境问题,农业发展要合理控制农药化肥等施用

量,增加有机肥施用量,坚持农业清洁生产;工业要坚持发展生态型产业,严禁以破坏生态环境为代价发展经济。中度敏感、高度敏感区和极度敏感区主要由县域内乌裕尔河、玉岗水库等水域、林草生态用地构成,这部分区域作为县域内生态质量最好的区域,不仅保证着区域生物多样性稳定,而且为土壤保持和水源涵养等提供支持,促进了县域内土地生态系统和农业生态系统的可持续发展,必须给予严格保护。水源地要重视水资源污染等问题,保护水源地水源涵养等功能;林草地区要积极实施林草生态工程,不断提高区域林草面积,为区域生物多样性建设等提供保护。

3.2 克东县土地生态安全格局构建

生态安全格局是由生态源地、生态安全区、生态廊道和生态节点等要素构成的复杂的生态安全网络。本文基于识别生态源地、确定生态安全区、构建生态廊道和识别生态节点的思路构建克东县土地生态安全格局。

本文通过生态评价识别土地生态源地总面积为56.7 km²,占县域面积3.5%。空间分布特征方面,土地生态源地集中分布于县域北部的乌裕尔河和中部润津河周边地区,少量分布于县域南部地区;土地生态源地土地利用类型主要包括水域、草地、林地,此外

县域内的少量耕地,由于生态敏感性较高,水土流失严重,不适宜继续耕作,需将土地利用类型改变为林地、草地,补充为生态源地;土地生态源地乡镇分布方面,宝泉镇、玉岗镇生态源地分布面积最广,这与乌裕尔河、玉岗水库等生态源地空间分布相关。

本文生态源地管控主要包括源地均匀化配置和源地分类管控。由于通过评价识别的土地生态源地存在分布不均匀问题,因此需要通过均匀化配置改善县域南部生态源地面积较少问题。结合县域生态用地分布现状,选择南部地区生态用地分布相对集中区域作为基础,然后通过退耕还林还草等工程将其周围地块转为新增生态用地,最终实现生态用地集中连片。通过建设及识别,新增生态源地2块,新增面积为7.96 km²,生态源地总面积为64.66 km²,占县域面积3.99%(图2),通过增加生态源地的方式,不仅解决了县域内生态源地分布不均匀问题,而且间接增加了县域生态网络密度,提高了县域生态安全格局的稳定性。

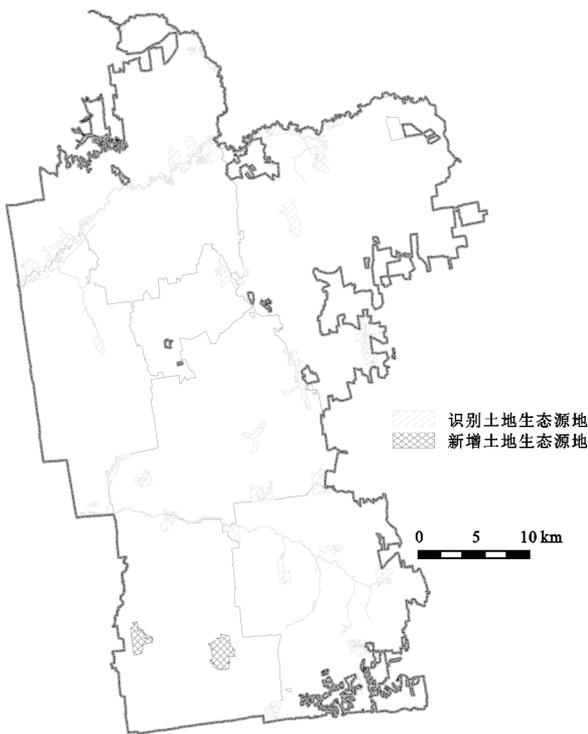


图2 克东县土地生态源地

生态源地分类管控。本文生态源地主要由水域、林地和草地等构成,其次是耕地。水域生态源地作为县域内重要水源补给点,为县域农业灌溉和畜牧养殖发展提供有力支持。水域源地生态管控要减轻种植业和畜牧养殖业等领域污染,保护水域生态质量稳定。种植业要减少农药化肥使用量,增加有机肥的使用,降低化学品对水域生态环境质量威胁。畜牧养殖

业要控制好养殖领域污染,严格把控新建、改造和扩建的畜禽养殖场区粪污处理设施,减少粪污等对水域环境质量威胁。林地和草地源地除部分沿乌裕尔河和润津河集中分布外,其他均呈现分散分布状态,源地面积也相对较小。针对沿河流集中分布的林地和草地生态源地,可以依托水域和林草地环境优势,实施人工造林等工程,增加生态源地面积,并在水域和林草生态源地集中分布区域建立保护区,进一步强化生态源地在安全格局中的基础作用。分散分布的林草生态源地基本处于耕地交汇地区,这类源地要实施严格的生态保护,同时可以根据源地周围环境,通过实施退耕还林还草等生态恢复工程改变耕地用途,增加生态源地面积,降低区域水土流失风险,增强区域生态系统稳定性。

生态安全区建立。根据最小累计阻力值和栅格面积阻力突变点确定克东县3种不同水平的生态安全区。其中低级生态安全区面积为885.5 km²,占县域面积54.62%。低级生态安全区围绕生态源地分布,生物种类丰富,且物种运动和能量交流转换遭受阻力最小,适宜实施最为严格生态保护;中级生态安全区面积为599.22 km²,占县域面积36.96%。中级生态安全区作为安全区过渡带,仍以生态环境保护为主,适宜作为限制建设区。高级生态安全区面积为136.48 km²,占县域面积8.42%。高级生态安全区位于生态安全区最外层,生物运动受到阻力最大,且人类活动最为频繁,适宜作为建设区,进行合理开发。

生态安全区管控以合理控制开发强度为主。不同级别的生态安全区为县域区分开建设强度提供科学指导。由图3可知,低级生态安全区围绕生态源地分布,是生态源地内生物和能量转换的最佳休憩区。本区域要实施最严格生态保护,首先禁止毁林开荒、工矿开采等严重破坏植被质量的人类活动;其次需要调整产业架构,坚决发展生态农业;最后要控制生产生活中的污染排放问题,居民点要远离水域、林地等生态用地,居民点布局尽量实现集中安置,确保区域内水资源质量和使用安全。中级生态安全区作为过渡地带,是县域内的限制开发区,在发开建设中具有一定的灵活性。本区域在坚持生态保护优先基础上,适宜合理布局对区域生态环境干扰较小的旅游和交通等设施。高级生态安全区作为距离生态源地最远的区域,人类活动最频繁,经济和建筑密度最高,因此适宜作为开发建设区,布局建设县域内的工业园区以及重大产业项目基地,同时规划布局相关基础设

施,鼓励和吸引人口集聚居住,将其建设成为推动县域经济增长的集中区域。

基于评价识别的土地生态源地和综合阻力面生成 60 条生态廊道,总长度为 372.28 km,土地生态廊道在全域范围内经过的土地利用类型以林地、草地和耕地为主。根据生态廊道交汇情况识别生态节点 18 个。生态廊道和生态节点在润津乡和玉岗镇等县域中部和北部地区分布较为集中,乾丰镇等南部乡镇分布相对较少。润津乡和玉岗镇境内分布数目较多的生态源地,且两个乡镇内拥有润津河、玉岗水库等大面积的土地生态源地,因此生态廊道和生态节点在润津乡和玉岗镇集中分布。

生态廊道管控以调整生态廊道长度、增加生态廊道数量和建设生态廊道缓冲区为主。本文生态廊道土地利用类型以耕地为主,其次是林地、草地和水域,未利用地和建设用地最少。由图 3 可知,乌裕尔河和润津河、润津河和县域南部源地间存在多条长距离生态廊道,为保证生态廊道生态作用,需要在生态廊道和林地、草地、水域等土地利用类型交汇处将长距离廊道进行分段。生态廊道距离调整不仅改善了部分地区生态源地和生态廊道较少的状况,还进一步提升了县域生态安全格局稳定性。根据新增加的生态源地,在县域东南部补充 3 条生态廊道,总长度为 19.01 km,补充后生态廊道总长度为 391.29 km。增加生态廊道数量不仅为新增生态源地内物种运动和能量交流转换提供了途径,还进一步提升了县域西南部生态安全格局稳定性。生态廊道缓冲区建设是根据县域内生物物种类型为生态廊道建立一定宽度缓冲区,缓冲区范围内不允许开展工程建设活动。生态廊道缓冲区建设降低了外部环境对生态廊道干扰,保障了生物运动安全和能量交流转换效率。

生态节点管控以保护节点处生态环境和调整生态节点布局为主。本文生态节点土地利用类型与生态廊道土地利用类型相似,生态节点管控措施也是以保护林地、草地和水域用地生态环境,提高节点处生态环境稳定性为主。此外,针对位于建设用地上生态节点,要采取相应的工程措施将节点进行调整,例如对建设用地实施生态恢复等工程措施,或者在控制如居民点等建设用地范围基础上,规划新生态节点,减少人类活动对生态节点破坏,提高节点处生态功能。

综合 17 块土地生态源地、3 种不同等级生态安全区、63 条生态廊道和 18 个生态节点构建克东县土地生态安全格局(图 3)。

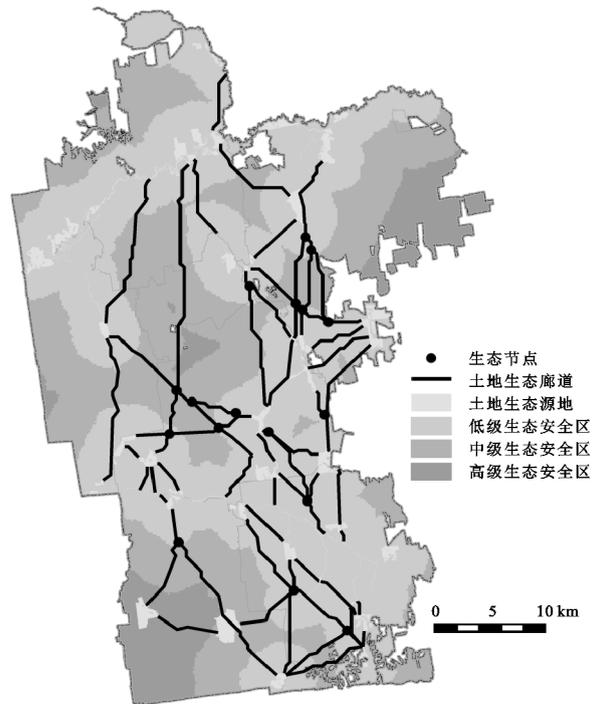


图 3 克东县土地利用生态安全格局

4 结论

(1) 克东县土地生态系统服务价值和土地生态敏感性相对较低,其中生态系统服务价值评价中低值区和一般值区占县域面积 81.79%,生态敏感性评价中不敏感和低度敏感区占县域面积 52.75%。生态服务价值和生态敏感性中值以上区域主要分布于县域内中部和北部地区,分布相对集中,土地利用类型以大面积的水域、林地、草地和耕地为主。

(2) 本研究通过生态安全评价和均匀化配置在克东县共识别土地生态源地 17 块,总面积为 64.66 km²,土地利用类型以水域、林地、草地和大量的耕地为主,生态源地作为保障县域土地生态系统稳定的基础,需要实施严格的生态保护;形成低级、中级和高级 3 个等级生态安全区,其中低级生态安全区面积最大为 885.5 km²,生态安全区作为围绕生态源地分布的区域,需根据级别分类施策;构建土地生态廊道 63 条,土地利用类型以林地、草地和耕地为主,生态廊道构建为生物运动和能量交流转换提供了合理路径,保证了县域内生态系统的稳定性;识别生态节点 18 个,作为生态安全格局薄弱点,生态节点识别为生态安全格局维护提供了方向。

(3) 实施生态安全建设和安全格局组分生态管控措施,维持生态安全格局完整性和稳定性。针对土地生态源地空间分布和地类组成特点,从均匀化配置生态源地、防治水域污染和调整林草地源地面积方面实施源地生态管控;针对生态安全区级别差异,从开

发强度方面实施安全基质区的生态管控;根据生态廊道空间分布特点,从调整生态廊道距离、增加生态廊道数量和建立生态廊道缓冲区等方面进行廊道生态管控;基于生态节点空间分布特点,采取生态恢复或者规划新节点的方式实施生态节点生态管控。生态安全格局组分管控有利于保障区域内生态安全格局功能完整,维持县域生态系统稳定。

参考文献:

- [1] 彭建,赵会娟,刘焱序,等.区域生态安全格局构建研究进展与展望[J].地理研究,2017,36(3):407-419.
- [2] 韩宗伟,焦胜,胡亮,等.廊道与源地协调的国土空间生态安全格局构建[J].自然资源学报,2019,34(10):2244-2256.
- [3] 张玉虎,于长青,张自力,等.风景区生态安全格局构建方法研究:以北京妙峰山风景区为例[J].干旱区研究,2008,25(3):420-425.
- [4] 李航鹤,马腾辉,王坤,等.基于最小累积阻力模型(MCR)和空间主成分分析法(SPCA)的沛县北部生态安全格局构建研究[J].生态与农村环境学报,2020,36(8):1036-1045.
- [5] 张璨,方世明.山水资源型城镇的生态安全格局构建研究:以武汉市黄陂区为例[J].长江流域资源与环境,2020,29(8):1835-1845.
- [6] 吴健生,岳新欣,秦维.基于生态系统服务价值重构的生态安全格局构建:以重庆两江新区为例[J].地理研究,2017,36(3):429-440.
- [7] 袁大鹏,陈奇乐,石垚,等.河北典型样带土地利用生态安全格局研究[J].中国生态农业学报(中英文),2019,27(11):1767-1778.
- [8] 俞孔坚.生物保护的景观生态安全格局[J].生态学报,1999,19(1):10-17.
- [9] 汤峰,张蓬涛,张贵军,等.基于生态敏感性和生态系统服务价值的昌黎县生态廊道构建[J].应用生态学报,2018,29(8):2675-2684.
- [10] 高阳,刘悦忻,钱建利,等.基于多源数据综合观测的生态安全格局构建:以江西省万年县为例[J].资源科学,2020,42(10):2010-2021.
- [11] 谢高地,张彩霞,张雷明,等.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[J].自然资源学报,2015,30(8):1243-1254.
- [12] 谢高地,鲁春霞,冷允法,等.青藏高原生态资产的价值评估[J].自然资源学报,2003,18(2):189-196.
- [13] Costanza R, d'Arge R, de Groot R, et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital[J]. Nature, 1997,387:253-259.
- [14] 李晓赛,朱永明,赵丽,等.基于价值系数动态调整的青龙县生态系统服务价值变化研究[J].中国生态农业学报,2015,23(3):373-381.
- [15] 刘媛.基于MCR模型的志丹县土地利用生态安全格局构建[D].西安:长安大学,2017.
- [16] 吴海珍,阿如早,郭田保,等.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[J].地理科学,2011,31(1):110-116.
- [17] 欧阳志云,王效科,苗鸿.中国生态环境敏感性及其区域差异规律研究[J].生态学报,2000,20(1):10-13.
- [18] 陈昕,彭建,刘焱序,等.基于“重要性—敏感性—连通性”框架的云浮市生态安全格局构建[J].地理研究,2017,36(3):471-484.
- [19] 丁雨琛,冯长春,王利伟.山地区域土地生态红线划定方法与实证研究:以重庆市涪陵区义和镇为例[J].地理科学进展,2016,35(7):851-859.
- [20] 史娜娜,全占军,韩煜,等.基于生态敏感性评价的乌海市土地资源承载力分析[J].水土保持研究,2017,24(1):239-243.
- [21] 李宗尧,杨桂山,董雅文.经济快速发展地区生态安全格局的构建:以安徽沿江地区为例[J].自然资源学报,2007,22(1):106-113.
- [22] 朱凤武,金志丰,沈春竹,等.县域土地生态空间管控红线划定的方法研究:以江苏省金坛区为例[J].中国土地科学,2017,31(11):25-31.
- [23] 王媛,周长威.黔中城市群景观生态安全格局构建[J].生态与农村环境学报,2019,35(9):1111-1117.
- [24] 邓金杰,陈柳新,杨成韞,等.高度城市化地区生态廊道重要性评价探索:以深圳为例[J].地理研究,2017,36(3):573-582.
- [25] 杨姗姗,邹长新,沈渭寿,等.基于生态红线划分的生态安全格局构建:以江西省为例[J].生态学杂志,2016,35(1):250-258.
- [26] 陈德权,兰泽英,李玮麒.基于最小累积阻力模型的广东省陆域生态安全格局构建[J].生态与农村环境学报,2019,35(7):826-835.
- [27] 陈利顶,傅伯杰,赵文武.“源”“汇”景观理论及其生态学意义[J].生态学报,2006,26(5):1444-1449.