

DOI: 10.5846/stxb201901010005

梁国付, 徐海翔, 彭莉, 丁圣彦. 土地利用/覆被变化对生物栖息地连接度的影响——以巩义地区黄鼬、蒙古兔和黄喉貂为例. 生态学报, 2020, 40(12): 3891-3900.

Liang G F, Xu H X, Peng L, Ding S Y. Impacts of land use/cover changes on biological habitat connectivity: a case study of three species in Gongyi City, Henan Province, China. Acta Ecologica Sinica, 2020, 40(12): 3891-3900.

土地利用/覆被变化对生物栖息地连接度的影响 ——以巩义地区黄鼬、蒙古兔和黄喉貂为例

梁国付*, 徐海翔, 彭莉, 丁圣彦

教育部黄河中下游数字地理技术重点实验室, 河南大学环境与规划学院, 开封 475004

摘要: 土地利用/覆被变化通过改变生物栖息地而对物种分布产生影响。以河南省巩义市为研究区域, 选取分布在该区域的哺乳动物黄鼬 (*Mustela sibirica*)、蒙古兔 (*Lepus tolai*) 和黄喉貂 (*Martes flavigula*) 为目标物种, 首先依据其生物特性和生态需求, 确定了这 3 个物种的扩散能力; 其次, 基于景观连接度原理, 分析了 1990—2011 年研究区土地利用整体变化和各类型变化情况, 及其对单一物种和多物种栖息地连接度变化的影响。研究结果表明: (1) 土地利用整体变化使得栖息地连接度增加, 变化范围为 22.22%—45.46%; (2) 各土地利用类型变化对栖息地连接度的影响差异显著, 连接度的升高和降低与栖息地斑块面积增加和减少密切相关; (3) 基于多目标物种栖息地整体连接度空间分布图, 确定了研究区目标物种保护的关键区域。

关键词: 土地利用/覆被变化; 连接度; 距离阈值; 生境网络; 影响评价

Impacts of land use/cover changes on biological habitat connectivity: a case study of three species in Gongyi City, Henan Province, China

LIANG Guofu*, XU Haixiang, PENG Li, DING Shengyan

Key Laboratory of Geospatial Technology for the Middle and Lower Yellow River Regions, Ministry of Education, College of Environment and Planning, Henan University, Kaifeng 475004, China

Abstract: Land use/cover changes impact species distribution via changing biological habitats. Land use change could reduce the number of larger habitat patches, which makes species survival highly depending on the connectivity of habitat patches. However, in previous studies on land use change and its impacts on ecosystem, species selection was based on individual species, focus species, and “virtual species” without exact species name by setting different distance thresholds to represent species with different dispersal capacity. Few studies have been conducted on the impacts of land use type’s changes on real-world multi-species. Therefore, the objective of this study was to assess the impacts of overall and land use changes on real-world multispecies’ habitat changes, particularly changes in landscape connectivity. We attempted to answer the following research questions: (1) how to measure the positive or negative effects of overall and land use changes on landscape connectivity of multispecies with different ecological requirements; (2) how to spatialize the impacts to identify priority of the protected areas? Gongyi City of Henan Province, a typical agricultural area in the middle reaches of the Yellow River, was selected as a case study area. The mammals lived in the region, Siberian Weasel (*Mustela sibirica*), Tolai Hare (*Lepus tolai*) and Yellow-throated Marten (*Martes flavigula*), were selected as the target species. Each species dispersal capacity was determined as 3 km, 7 km, and 7 km respectively according to their biological and ecological needs.

基金项目: 国家自然科学基金项目 (41471146)

收稿日期: 2019-01-01; 网络出版日期: 2020-04-09

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: liangguofu@126.com

Based on geographic information system technology, the land use changes in the study area from 1990 to 2011 were analyzed and were divided into 121 land use change types. Two connectivity indicators, the probability index of connectivity (PC) and the importance value (percentage of the variation in PC , dPC_k), were calculated. Then, the spatial distribution map of connectivity degree was constructed by using the inverse distance weight function. The results showed that great changes have taken place among 121 land use types from 1990 to 2011. The overall land use changes resulted in the increase of landscape connectivity (representing by the PC), with an increase of 22.22%, 25.64% and 45.46% to Siberian Weasel, Tolai Hare and Yellow-throated Marten, respectively. There was a difference between the PC calculated from overall and land use types changes. The impact of each land use type change on the PC was different. The increase and decrease of the PC were closely related to the increase and decrease of habitat patches area, respectively. From the spatial distribution map of multi-species landscape connectivity, the key areas of species conservation could be well identified. The study results highlighted the importance of habitat area and habitat connectivity for the biological conservation. This methodology used in this study was useful for conservation planning and landscape management, especially to spatialize the impacts of land use change on multi-species landscape connectivity.

Key Words: land use/cover change; connectivity; distance thresholds; ecological network; impact assessment

农业景观中生态过程的运转和生态系统服务的持续供给离不开其中的生物多样性^[1],而人类活动引起的土地利用/土地覆被变化(以下简称土地利用变化),使得栖息地斑块丧失或破碎化,是生物多样性受到威胁的重要驱动因素。国内外学者就土地利用变化对生物多样性的影响方面进行了深入研究,特别关注土地利用变化空间格局、不同城市化水平对生物多样性的影响^[2-5],以及土地利用变化对基因多样性、物种多样性、生态系统多样性等生物多样性不同层次上的影响^[6]。相关研究表明,土地利用变化所导致的栖息地斑块丧失、破碎化以及空间格局变化对区域生物多样性有重要影响。自然生境尤其是面积较大的栖息地斑块,其数量的减少导致栖息地斑块中的物种生存高度依赖于斑块间的连接性^[7],并进而威胁到农业景观中的生物多样性^[8-9]。因此,开展农业景观栖息地斑块连接性的研究具有重要意义。基于图论的景观连接度模型为大的空间尺度上生态网络模拟和景观功能连接度评价提供了新的研究思路^[10-11]。该方法把栖息地斑块划分为节点以及节点之间的相互连接,可以定量分析每一栖息地斑块对景观功能连接度的贡献程度。而景观功能连接度则综合考虑了物种的生物学特性、栖息地斑块的空间分布特征和景观异质性特征。相关土地利用及对生物多样性的影响研究中,物种的选取也比较多样,有研究单个物种的^[12-15],有研究焦点物种的^[16-20],还有研究并没有提出确切的物种名称,而是设置不同扩散距离阈值,代表不同扩散能力的物种,称为虚拟物种^[21-24]。此外,相关研究多关注自然保护区,尤其是以森林为主的自然栖息地类型^[24-27],也有研究关注都市区土地利用变化对景观连接度的影响^[28]。而在人类活动集中的农业地区,基于多目标物种,土地利用变化是如何影响生物栖息地变化的?生物栖息地的变化又是如何通过影响功能连接度的变化而影响生物多样性的?这些方面的研究还比较少。

巩义市位于中岳嵩山北麓,地处伊洛河和黄河的交汇处,是华夏文明发祥地的地区之一。受长期社会经济活动的影响,近年来该区域土地利用已发生较大变化。前期研究基于景观连接度模型和虚拟物种方法,确定了森林景观恢复时优先恢复区域^[29],并分析了道路建设对区域森林景观连接度产生的影响^[30]。然而,针对土地利用变化对真实的单一物种和多物种的栖息地连接度的影响的研究还很少。本研究拟以巩义市为研究区域,基于多目标物种,通过空间化分析方法,评价土地利用变化对单一物种和多物种的栖息地连接度的影响,进而确定生物多样性保护的关键区域,为景观水平上农业生物多样性保护及农业生态系统的健康发展提供依据。

1 研究区概况

巩义市位于河南省西部,地理位置于 $34^{\circ}31'—34^{\circ}52'N$ 和 $112^{\circ}49'—113^{\circ}17'E$ 之间,总面积 1052 km^2

(图 1)。巩义市南依嵩山,地势由南向北逐渐降低,植物区系成分是以暖温带华北区系为主,河川平原和丘陵地区以农业为主,或者是农林间作,低山区以经济林和人工林为主,其间有大面积的栓皮栎(*Quercus variabilis*)次生林的分布。气候属暖温带大陆性季风气候,多年平均降水量为 583 mm。主要的土地利用类型有:耕地(水田、水浇地、旱地)、林地(有林地、灌木林地)、草地、工矿仓储用地(工业用地、采矿用地)、住宅用地(城镇住宅用地、农村宅基地)、交通运输用地(铁路用地、公路用地、农村道路)、水域及水利设施用地(河流水面、水库坑塘水面、内陆滩涂、沟渠)、其他土地(裸土地)等^[30],工矿仓储用地和住宅用地在下文中合称建设用地。

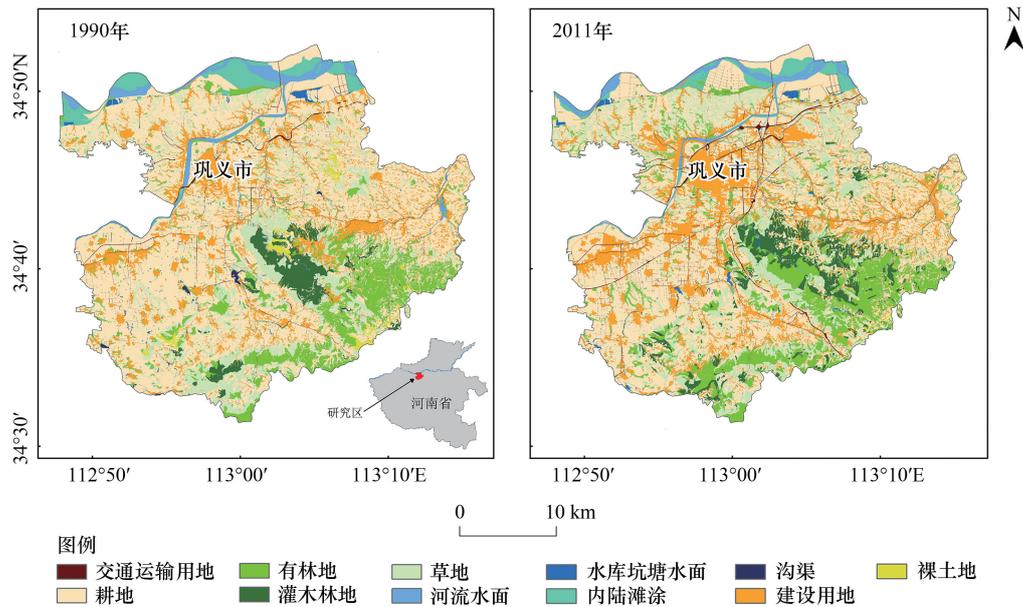


图 1 研究区位置及土地利用/覆被变化

Fig.1 Location of the study area and land use/cover changes

2 研究方法

2.1 研究数据源

本文的研究数据源包括:研究区 1990 年和 2011 年 1:1 万土地利用现状图,1:5 万数字高程模型图 (DEM),自然地理基础数据(包括地形地貌、土壤、水文和植被的基本资料)。利用 graphab-2.2.6 来计算景观连接度指数^[31],空间分析等在 ArcGIS 10.3 中进行。

2.2 目标物种的选取

根据环境保护部南京环境科学研究所提供的数据和相关研究^[32],在巩义市生活的哺乳动物主要有:黄鼬 (*Mustela sibirica*)、蒙古兔 (*Lepus tolai*) 和黄喉貂 (*Martes flavigula*)。黄鼬和蒙古兔的主要栖息地为有林地、灌木林地和草地。黄喉貂属于中国国家二级保护动物,其主要栖息地为有林地^[33]。

2.3 阻力值和物种扩散距离

本研究选用最小耗费距离用于计算栖息地斑块间的阻力耗费距离。基于相关文献中对林鼬 (*Mustela putorius*) 和穴兔 (*Oryctolagus cuniculus*) 的阻力值的确定^[28, 34]、咨询专家和研究区实际情况,将区域不同土地利用类型的阻力值大小进行设定:对于黄鼬和蒙古兔,铁路用地、公路用地、农村道路、耕地、有林地、灌木林地、草地、河流水面、水库坑塘水面、内陆滩涂、沟渠、建设用地和裸土地的阻力值分别设为 100、100、10、10、1、1、1、1000、100、10、10、1000 和 100;考虑到黄喉貂的主要栖息地为有林地,将灌木林地和草地的阻力值设为 10 和 30,其他土地利用类型阻力值没有变化。此外,考虑到高度和坡度的影响,将高程为 <600 m、600—800 m、

800—1000 m 和 >1000 m 的区域,阻力值分别设为 1、10、20 和 50;将坡度为 <10°、10—25°、25—40° 和 >40° 的区域,阻力值分别设为 1、10、20 和 50。然后将 3 个阻力面进行叠加,形成分析用的阻力面。

景观连接度的计算需要确定斑块间的耗费距离,当物种扩散距离大于耗费距离时,认为斑块间不连通,相反则认为是连通的。物种平均扩散距离的计算依据其体重和食性,食草动物蒙古兔为 $d = 1.45 \times M^{0.54}$, 食肉动物黄鼬和黄喉貂为 $d = 3.45 \times M^{0.89}$, M 为体重(kg),扩散距离 d 单位为 km^[33, 35]。计算结果表明,黄鼬、蒙古兔和黄喉貂的平均扩散距离分别为 3 km、7 km 和 7 km,结合物种的扩散距离和最小耗费距离进行景观连接度的分析。

2.4 景观连接度指数的选取

概率连接性指数(Probability index of connectivity, PC)的算式如下^[36]:

$$PC = \frac{\sum_{i=n}^n \sum_{j=n}^n a_i \cdot a_j \cdot p_{ij}^*}{A_L^2}$$

式中, a_i 和 a_j 分别为斑块 i 和 j 的面积, p_{ij}^* 为斑块 i 与斑块 j 间所有路径上潜在扩散概率的最大值, A_L 为研究区景观的总面积。 $0 < PC < 1$, 随着景观连接度的增加而增加, 在距离阈值内, 则斑块连通, 距离阈值外, 则斑块不连通。 $PC = 0$, 表示各生境斑块之间没有连接; $PC = 1$, 表示整个景观均为生境斑块。 p_{ij} 的计算如下^[36]:

$$p_{ij} = e^{-\alpha d_{ij}}$$

式中, d_{ij} 为斑块 i 与斑块 j 间的最小耗费距离, α 表示由指数函数引起的扩散概率 p_{ij} 减小的强度, 研究中定义黄鼬、蒙古兔和黄喉貂在平均扩散距离分别为 3 km、7 km 和 7 km 时, 扩散概率 $p_{ij} = 0.5$ 。

2.5 土地利用变化及对连接度的影响

首先确定从 1990 年到 2011 年各土地利用类型间的转变特征(如, 耕地转变为林地), 研究中排除面积没有转变和同种土地利用间的转变类型, 实际分析了 121 种土地利用变化类型; 再依次将每一种土地利用转变类型添加到 1990 年土地利用图中, 每次只考虑一种转变类型, 采用下式分析第 k 种土地利用变化转变对景观连接度的影响:

$$I_k = \frac{PC_k - PC_{1990}}{PC_{1990}} \times 100\%$$

式中, I_k 为第 k 种土地利用变化对景观连接度的影响, PC_k 为考虑第 k 种土地利用转变类型后的概率连接度值。

2.6 景观连接度空间制图

2.6.1 斑块重要值(Percentage of the variation in PC , dPC_k)的计算

斑块重要值(dPC_k)的计算方法如下^[37]:

$$dPC_k = \frac{PC - PC_{\text{remove},k}}{PC}$$

式中, dPC_k 为 PC 值和去掉斑块 k 后的 $PC_{\text{remove},k}$ 值间的变化率, 用于评价每一栖息地斑块对景观整体连接度贡献程度的高低。

2.6.2 斑块重要值(dPC_k)空间化制图

研究以栖息地斑块为基础来计算景观连接度。由于 3 种目标物种在其栖息地斑块以外的区域也有可能出现, 因此景观连接度的制图采用空间插值法。具体计算过程为: 依据计算的每一栖息地斑块的重要值, 从其边缘开始, 采用反距离权重函数来进行插值计算, 权重函数和计算 PC 值一样, $w = e^{-\alpha d_{ij}}$, 仍采用最小耗费距离。对物种的空间化后的斑块重要值图进行标准差标准化后, 再进行叠加即可得到研究区物种整体连接度图。

以上所有计算均在 graphab-2.2.6 中完成^[38]。

3 研究结果

3.1 土地利用变化

从 1990 年到 2011 年,研究区不同土地利用类型均发生了较大变化。1990 年土地利用类型转变面积最大的类型是耕地,为 16360.07 hm²,占 1990 年耕地总面积的比例为 29.67%;其次为草地和有林地,转出去的面积分别为 5809.39 hm²和 5047.11 hm²,占 1990 年草地、和有林地面积的比例分别为 50.36%和 45.29%;灌木林地转出去面积为 2210.81 hm²,占 1990 年灌木林地面积的比例为 63.78%。

从 2011 年各土地利用类型面积来源来看,建设用地有 47.73%(9058.39 hm²)的面积由其他类型转变而来,居于面积转移首位;其次,草地和有林地分别有 7677.90 hm²和 7188.55 hm²的面积由其他土地利用类型转变而来,占 2011 年草地和有林地总面积的比例分别为 57.28%和 54.11%;灌木林地有 76.57%(4102.97 hm²)的面积由其他类型转变而来(表 1)。

3.2 土地利用变化对概率连接度(PC)值影响

从表 2 可知,土地利用整体变化中,对于黄鼬,1990 和 2011 年 PC 值分别为 0.0099 和 0.0121,土地利用变化导致 PC 值增加了 22.22%,而对于蒙古兔和黄喉貂增加的比例进一步提高,分别增加了 25.64%和 45.46%。

在研究的 121 种土地利用转变类型中,对于黄鼬,土地利用变化导致 PC 值变化的最小值为-11.63%,最大值为 15.59%,均值为 0.18%;对于蒙古兔,土地利用变化导致 PC 值的变化范围为-10.78%—18.28%,均值为 0.23%;对于黄喉貂,土地利用变化导致的 PC 值的变化范围为-37.08%—48.39%,均值为 0.45%。

进一步分析各土地利用变化类型对 PC 值的影响可知(图 2),对于目标物种黄鼬和蒙古兔,导致 PC 值增加的前 5 种土地利用变化类型一致,分别是:耕地到有林地、耕地到草地、耕地到灌木林地、裸土地到灌木林

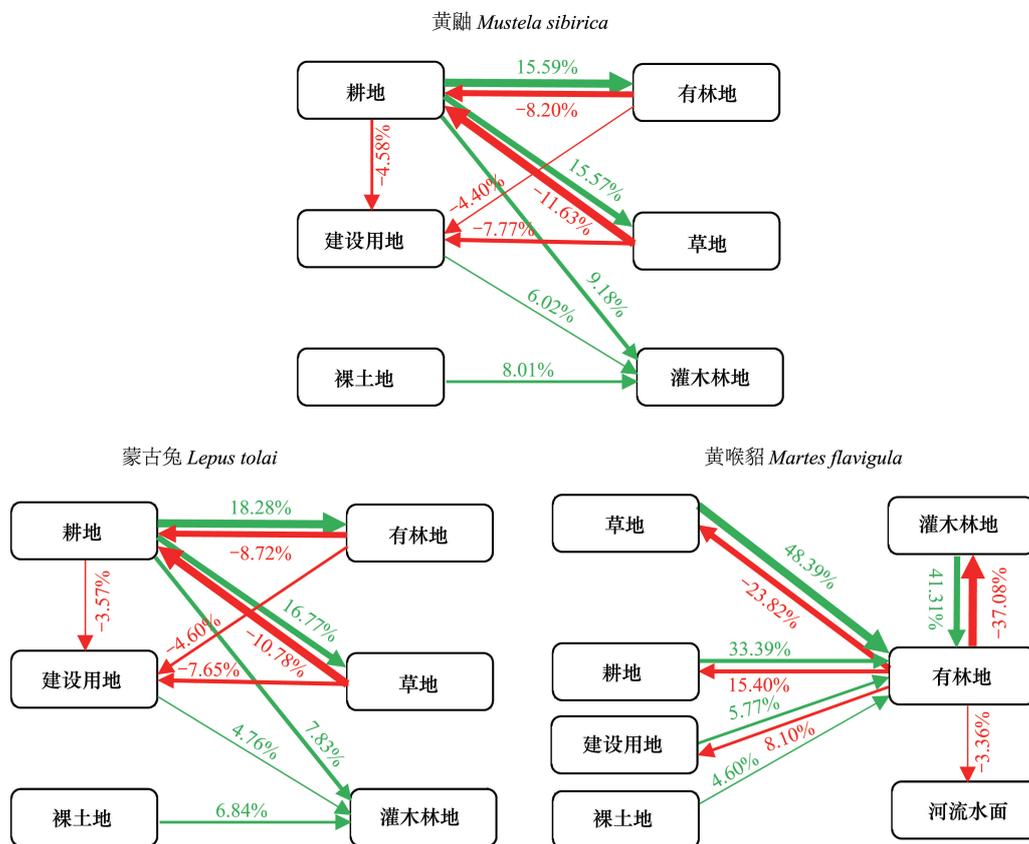


图 2 影响 PC 值变化的主要土地利用变化类型
 Fig.2 Main land use change types that affected PC value variations
 PC: 概率连接性指数 Probability index of connectivity

表 1 1990 年和 2011 年间的土地利用类型面积转移矩阵/hm²
Table 1 Land use types area transition matrix between 1990 and 2011

1990	铁路用地 Railway	公路用地 Highway	农村道路 Rural road	耕地 Arable land	有林地 Woodland	灌木林地 Shrub wood	草地 Grassland	河流水面 Rivers	水库坑塘水面 Ponds	内陆滩涂 Inland beach	沟渠 Ditches	建设用地 Building are	裸土地 Bare land	1990 年 总面积 Total 1990	转出去 面积 Loss area	转出去 面积比例 Loss area ratio/%
铁路用地 Railway	112.82	0.32	0.92	12.17	0.79	0.00	22.68	0.27	0.00	0.02	0.18	18.61	0.00	168.77	55.96	33.16
公路用地 Highway	0.00	357.64	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	357.64	0.00	0.00
农村道路 Rural road	0.11	3.13	485.69	1.87	0.00	0.00	0.05	0.09	0.00	0.00	0.00	4.95	0.00	495.88	10.19	2.05
耕地 Arable land	75.31	358.61	124.27	38772.52	3033.27	559.98	4492.98	144.07	61.11	303.73	48.80	7121.66	34.29	55132.58	16360.07	29.67
有林地 Woodland	0.92	23.90	10.49	1470.31	6095.95	1301.40	1375.34	18.88	12.31	61.31	27.68	716.18	28.42	11143.06	5047.11	45.29
灌木林地 Shrub wood	0.00	0.00	0.00	61.83	1655.24	1255.55	429.08	10.71	0.25	0.00	0.34	52.31	1.06	3466.35	2210.81	63.78
草地 Grassland	3.60	23.42	1.37	1422.77	1804.32	1685.63	5726.48	23.02	3.80	2.52	13.23	773.12	52.58	11535.86	5809.39	50.36
河流水面 Rivers	0.02	8.48	2.95	449.39	36.45	8.64	23.27	1790.42	18.05	359.33	7.90	205.74	1.37	2912.00	1121.58	38.52
水库坑塘水面 ponds	0.50	1.96	0.68	83.70	28.37	0.90	19.94	0.11	280.80	0.00	3.94	52.70	0.29	473.87	193.07	40.74
内陆滩涂 Inland Beach	0.00	0.36	24.84	1602.81	57.02	0.16	3.98	204.35	3.78	1282.68	0.00	33.57	0.00	3213.54	1930.86	60.09
沟渠 Ditches	0.00	0.00	0.63	83.21	9.63	3.26	15.93	17.37	109.85	1.24	16.22	37.98	0.00	295.31	279.09	94.51
建设用地 Building area	10.08	76.43	10.64	2427.50	415.82	170.03	873.07	15.62	5.33	1.06	4.55	9918.27	1.94	13930.34	4012.07	28.80
裸土地 Bare land	0.00	0.00	0.00	65.25	147.65	372.96	421.61	4.93	1.35	0.16	3.49	41.58	66.42	1125.38	1058.96	94.10
2011 年总面积 Total 2011	203.36	854.24	662.47	46453.32	13284.50	5358.51	13404.38	2229.82	496.62	2014.04	126.32	18976.66	186.37			
转来面积 Gain area	90.54	496.60	176.78	7680.80	7188.55	4102.97	7677.90	439.40	215.82	731.36	110.09	9058.39	119.95			
转来面积比例 Gain area ratio/%	44.52	58.13	26.68	16.53	54.11	76.57	57.28	19.71	43.46	36.31	87.15	47.73	64.36			

表 2 土地利用变化对 PC 变化的影响
Table 2 Impacts of land use changes on PC value variations

物种 Species	1990 年整体 PC 值 Overall PC value in 1990	2011 年整体 PC 值 Overall PC value in 2011	各土地利用类型变化导致的 PC 值变化 PC value variations by decomposed land use changes /%				土地利用整体变化变 化导致的 PC 值变化 PC value variations by overall land use changes/%	由各类型变化导致 PC 值变化的和/% Sum of PC value variations by each land use type change
			最小 Min	最大 Max	均值 Mean	标准差 SD		
黄鼬 <i>Mustela sibirica</i>	0.0099	0.0121	-11.63	15.59	0.18	2.95	22.22	22.00
蒙古兔 <i>Lepus tolai</i>	0.0117	0.0147	-10.78	18.28	0.23	3.01	25.64	28.16
黄喉貂 <i>Martes flavigula</i>	0.0011	0.0016	-37.08	48.39	0.45	7.89	45.46	49.45

PC: 概率连接性指数 Probability index of connectivity

地、建设用地到灌木林地;导致 PC 值降低的前 5 种土地利用变化类型也一致,分别是:草地到耕地、有林地到耕地、草地到建设用地、耕地到建设用地、有林地到建设用地。对于黄喉貂,导致 PC 值增加的前 5 种土地利用变化类型分别是:草地到有林地、灌木林地到有林地、耕地到有林地、建设用地到有林地、裸土地到有林地;导致 PC 值降低的前 5 种土地利用变化类型分别是:有林地到灌木林地、有林地到草地、有林地到耕地、有林地到建设用地、有林地到河流水面。而其他土地利用变化类型对 PC 值影响较小。

3.3 土地利用变化对斑块重要值(*dPC*)的空间变化影响

对于黄鼬和蒙古兔,其主要栖息地条件要求相似,都为林地、灌木林地和草地,1990 年和 2011 年其 *dPC* 空间分布和变化也较为相似,接近研究区中心区域的斑块 *dPC* 增高(图 3)。对于黄喉貂,*dPC* 值较高的区域和主要林地分布区域一致,整体上 *dPC* 增高的区域增多。从 3 目标物种 *dPC* 综合图上可以看出,分布趋势也是 *dPC* 增高的区域明显增多。

对斑块重要值(*dPC*)按照自然断点的方法划分为一般区域、重要区域和极重要区域(图 4),1990 年重要和极重要区域面积分别为 164.51 km²和 35.75 km²,总计 200.26 km²,2011 年重要和极重要区域面积分别为 151.81 km²和 64.06 km²,总计 215.87 km²,这些区域也是保护物种的关键区域。

4 结论和讨论

基于图论的方法,依据物种的生态需求信息和土地利用变化数据来建立物种的生态网络模型,对于物种保护具有重要意义。而且,此方法分析所需要的数据相对较少,可以进行不同时期的变化研究。研究表明,土地利用整体变化使得景观连接度增加,连接度的升高和降低与栖息地斑块面积增加和减少密切相关,从连接度的空间分布上可以确定生物保护的关键区域。

研究先从整体上分析了土地利用变化对 PC 值的影响,然后依据研究区 121 种土地利用变化类型,分析了每一种土地利用变化对 PC 值的影响。借助于连接度指数的空间化模型,研究了土地利用变化前后连接度的空间变化情况。土地利用整体变化所导致的 PC 值的变化和由各分解的土地利用变化导致 PC 值变化和并不一致,对于黄鼬、蒙古兔和黄喉貂,差值分别为-0.22%、2.52%和 3.99%,我们认为有土地利用整体变化所导致的 PC 值更准确,因为计算各土地利用变化对连接度影响时,并没有考虑其他类型的影响,而实际上,各土地利用变化类型是综合的、同时影响景观连接度的变化的。

整体上,导致景观连接度变化的主要因素是栖息地面积的变化,对于黄鼬和蒙古兔来讲,有林地、草地和灌木林地的增加,其景观连接度提高,有林地、草地和灌木林地向其他类型的转换,导致景观连接度的降低;对于黄喉貂,景观连接度的升高和降低主要与栖息地类型有林地的升高和降低密切相关。

在形成黄鼬、蒙古兔和黄喉貂 3 个物种整体连接度空间分布图时,图的叠加并没有考虑各自的权重,主要是考虑到研究分析目的是为了确定多物种重要保护区域,不易确定各物种之间的权重。

土地利用变化中道路对景观连接度变化具有一定的影响^[30],但分析表明,由于道路的变化对景观连接度

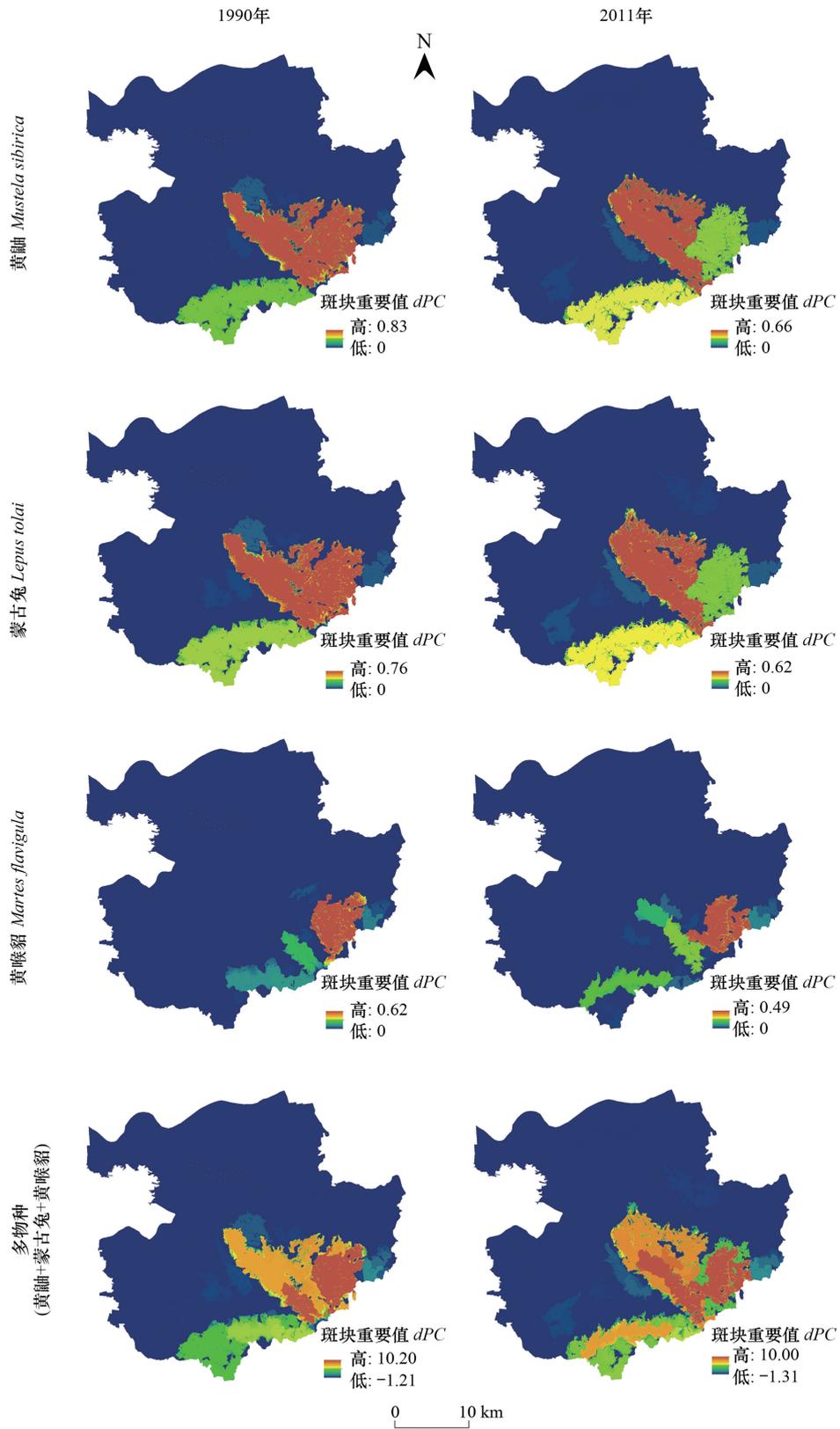


图3 物种栖息地连接度分布图

Fig.3 Maps of species habitats connectivity

dPC: 斑块重要值 Percentage of the variation in PC

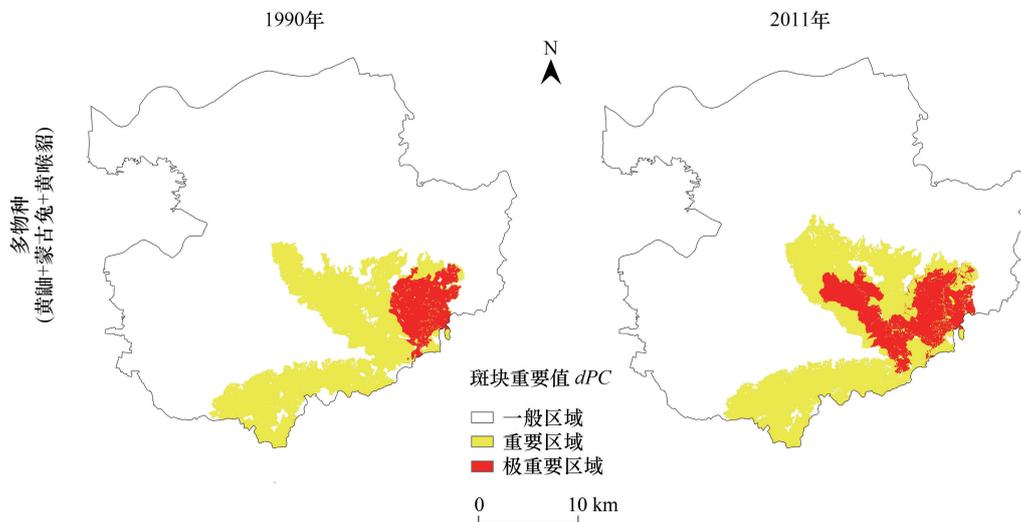


图 4 物种保护关键区域图

Fig.4 Key area maps for species conservation

的影响并不十分明显,影响较显著的是草地转为公路用地,对黄鼬、蒙古兔和黄喉貂的影响为使得整体 PC 变化降低了 -2.40% 、 -1.56% 和 -0.0005% 。分析原因一是道路变化面积比较小,此外,对于研究的3个物种来讲,扩散能力相对是比较强的,道路变化对整体生态网络连接度的影响就相对较弱。

景观连接度的分析,需要知道物种的扩散距离,而物种的扩散距离数据很难获取,这也给景观连接度的分析带来很大困难。从物种特定的功能特征(饮食类型和体重)来估计物种扩散距离^[35],为连接度分析提供了依据,虽然可能还包括一定的偏差或不确定性,这也使得可以进行土地利用变化对多物种的连接度影响研究。此外,景观连接度的分析需要定义不同土地利用类型的阻力值,而对于不同的物种,不同景观镶嵌体对其阻力的影响是不同的,而物种在不同栖息地斑块的出现和多度等生态数据又非常少,即使在统一类型的栖息地斑块,由于栖息地斑块质量的差异,其分布也会有差异,这也使得在分析景观连接度时斑块(特别是栖息地)面积往往成为重要的指标。在以后研究中,关注物种生活史,联系更多物种对栖息地斑块的占用和多度数据,是需要解决的问题。

参考文献 (References):

- [1] Tilman D, Cassman K G, Matson P A, Naylor R, Polasky S. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature*, 2002, 418 (6898): 671-677.
- [2] Falcucci A, Maiorano L, Boitani L. Changes in land-use/land-cover patterns in Italy and their implications for biodiversity conservation. *Landscape Ecology*, 2007, 22(4): 617-631.
- [3] Bařnou C, Álvarez E, Bagaria G, Guardiola M, Isern R, Vicente P, Pino J. Spatial patterns of land use changes across a Mediterranean metropolitan landscape: implications for biodiversity management. *Environmental Management*, 2013, 52(4): 971-980.
- [4] Zimmermann P, Tasser E, Leitinger G, Tappeiner U. Effects of land-use and land-cover pattern on landscape-scale biodiversity in the European Alps. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2010, 139(1/2): 13-22.
- [5] 赵国松, 刘纪远, 匡文慧, 欧阳志云. 1990-2010年中国土地利用变化对生物多样性保护重点区域的扰动. *地理学报*, 2014, 69(11): 1640-1650.
- [6] 吴建国, 吕佳佳. 土地利用变化对生物多样性的影响. *生态环境*, 2008, 17(3): 1276-1281.
- [7] Hanski I, Ovaskainen O. The metapopulation capacity of a fragmented landscape. *Nature*, 2000, 404(6779): 755-758.
- [8] Fahrig L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 2003, 34: 487-515.
- [9] Foley J A, DeFries R, Asner G P, Barford C, Bonan G, Carpenter S R, Chapin F S, Coe M T, Daily G C, Gibbs H K, Helkowski J H, Holloway T, Howard E A, Kucharik C J, Monfreda C, Patz J A, Prentice I C, Ramankutty N, Snyder P K. Global consequences of land use. *Science*, 2005, 309(5734): 570-574.
- [10] Rayfield B, Fortin M J, Fall A. Connectivity for conservation: a framework to classify network measures. *Ecology*, 2011, 92(4): 847-858.

- [11] Calabrese J F, Fagan W F. A comparison-shopper's guide to connectivity metrics. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2004, 2(10): 529-536.
- [12] Martin J, Vourel G, Bonnot N, Cargnelutti B, Chaval Y, Lourtet B, Goulard M, Hoch T, Plantard O, Hewison A J M, Morellet N. Temporal shifts in landscape connectivity for an ecosystem engineer, the roe deer, across a multiple-use landscape. *Landscape Ecology*, 2018, 33(6): 937-954.
- [13] Zacarias D, Loyola R. Distribution modelling and multi-scale landscape connectivity highlight important areas for the conservation of savannah elephants. *Biological Conservation*, 2018, 224: 1-8.
- [14] Mui A B, Caverhill B, Johnson B, Fortin M J, He Y H. Using multiple metrics to estimate seasonal landscape connectivity for Blanding's turtles (*Emydoidea blandingii*) in a fragmented landscape. *Landscape Ecology*, 2017, 32(3): 531-546.
- [15] Liu S L, Yin Y J, Li J R, Cheng F Y, Dong S K, Zhang Y Q. Using cross-scale landscape connectivity indices to identify key habitat resource patches for Asian elephants in Xishuangbanna, China. *Landscape and Urban Planning*, 2018, 171: 80-87.
- [16] Krosby M, Breckheimer I, Pierce D J, Singleton P H, Hall S A, Halupka K C, Gaines W L, Long R A, McRae B H, Cosentino B L, Schuett-Hames J P. Focal species and landscape "naturalness" corridor models offer complementary approaches for connectivity conservation planning. *Landscape Ecology*, 2015, 30(10): 2121-2132.
- [17] Stewart-Koster B, Olden J D, Johnson P T J. Integrating landscape connectivity and habitat suitability to guide offensive and defensive invasive species management. *Journal of Applied Ecology*, 2015, 52(2): 366-378.
- [18] Perkl R, Norman L M, Mitchell D, Feller M, Smith G, Wilson N R. Urban growth and landscape connectivity threats assessment at Saguaro National Park, Arizona, USA. *Journal of Land Use Science*, 2018, 13(1/2): 102-117.
- [19] Xuan G, Coops N C, Gergel S E, Bater C W, Nielsen S E, Stadt J J, Drever M. Integrating airborne lidar and satellite imagery to model habitat connectivity dynamics for spatial conservation prioritization. *Landscape Ecology*, 2018, 33(3): 491-511.
- [20] 吴未, 冯佳凝, 欧名豪. 基于景观功能性连接度的生境网络优化研究——以苏锡常地区白鹭为例. *生态学报*, 2018, 38(23): 8336-8344.
- [21] Herrera L P, Sabatino M C, Jaimes F R, Saura S. Landscape connectivity and the role of small habitat patches as stepping stones: an assessment of the grassland biome in South America. *Biodiversity and Conservation*, 2017, 26(14): 3465-3479.
- [22] Hirzel A H, Helfer V, Metral F. Assessing habitat-suitability models with a virtual species. *Ecological Modelling*, 2001, 145(2/3): 111-121.
- [23] Girardet X, Foltête J C, Clauzel C. Designing a graph-based approach to landscape ecological assessment of linear infrastructures. *Environmental Impact Assessment Review*, 2013, 42: 10-17.
- [24] Mimet A, Clauzel C, Foltête J C. Locating wildlife crossings for multispecies connectivity across linear infrastructures. *Landscape Ecology*, 2016, 31(9): 1955-1973.
- [25] Minor E S, Lookingbill T R. A multiscale network analysis of protected-area connectivity for mammals in the United States. *Conservation Biology*, 2010, 24(6): 1549-1558.
- [26] Tannier C, Bourgeois M, Houot H, Foltête J C. Impact of urban developments on the functional connectivity of forested habitats: a joint contribution of advanced urban models and landscape graphs. *Land Use Policy*, 2016, 52: 76-91.
- [27] Brodie J F, Giordano A J, Dickson B, Hebblewhite M, Bernard H, Mohd-Azlan J, Anderson J, Ambu L. Evaluating multispecies landscape connectivity in a threatened tropical mammal community. *Conservation Biology*, 2015, 29(1): 122-132.
- [28] Sahraoui Y, Foltête J C, Clauzel C. A multi-species approach for assessing the impact of land-cover changes on landscape connectivity. *Landscape Ecology*, 2017, 32(9): 1819-1835.
- [29] 陈杰, 梁国付, 丁圣彦. 基于景观连接度的森林景观恢复研究——以巩义市为例. *生态学报*, 2012, 32(12): 3773-3781.
- [30] 梁国付, 许立民, 丁圣彦. 道路对林地景观连接度的影响——以巩义市为例. *生态学报*, 2014, 34(16): 4775-4784.
- [31] Foltête J C, Clauzel C, Vuidel G. A software tool dedicated to the modelling of landscape networks. *Environmental Modelling & Software*, 2012, 38(4): 316-327.
- [32] 甘雨, 方保华. 河南省野生动植物资源调查与保护. 郑州: 黄河水利出版社, 2004: 48-48, 170-170.
- [33] Smith A T, 解焱. 中国兽类野外手册. 长沙: 湖南教育出版社, 2009: 448-448, 212-212, 434-434.
- [34] Gurrutxaga M, Rubio L, Saura S. Key connectors in protected forest area networks and the impact of highways: a transnational case study from the Cantabrian Range to the Western Alps (SW Europe). *Landscape and Urban Planning*, 2011, 101(4): 310-320.
- [35] Sutherland G D, Harestad A S, Price K, Lertzman K P. Scaling of natal dispersal distances in terrestrial birds and mammals. *Conservation Ecology*, 2000, 4(1): 16.
- [36] Saura S, Pascual-Hortal L. A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: comparison with existing indices and application to a case study. *Landscape and Urban Planning*, 2007, 83(2/3): 91-103.
- [37] Saura S, Rubio L. A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape. *Ecography*, 2010, 33(3): 523-537.
- [38] Foltête J C, Clauzel C, Vuidel G, Tournant P. Integrating graph-based connectivity metrics into species distribution models. *Landscape Ecology*, 2012, 27(4): 557-569.