

DOI: 10.5846/stxb201311152736

邓凯, 李丽, 吴巩胜, 周跃, 赵如. 景观空间格局对滇金丝猴猴群分布的影响. 生态学报, 2014, 34(17): 4999-5006.

Deng K, Li L, Wu G S, Zhou Y, Zhao R. Landscape spatial pattern's effect on the distribution of Yunnan snub-nosed monkey. Acta Ecologica Sinica, 2014, 34(17): 4999-5006.

景观空间格局对滇金丝猴猴群分布的影响

邓 凯¹, 李 丽^{2,*}, 吴巩胜², 周 跃², 赵 如³

(1. 云南财经大学城市与环境学院, 昆明 650221; 2. 云南财经大学野生动植物管理与生态系统健康研究中心, 昆明 650221;

3. 昆明理工大学环境科学与工程学院, 昆明 650093)

摘要:结合景观生态学,建立研究区域景观格局分析与内部生物之间的联系,能够为生物多样性保护和自然保护区的管理提供更加真实准确及可实践操作的指导。借助遥感和地理信息系统软件,将滇金丝猴分布区内景观划分为适宜生境、次适宜生境、连接生境、天然阻碍及人为干扰 5 种类型,通过计算得到 5 种类型斑块的景观指数,并将其与滇金丝猴猴群出现概率及种群密度进行相关性分析。结果表明:(1)滇金丝猴猴群出现概率受人为干扰斑块影响较大,与人为干扰斑块面积所占比例呈负相关,与人为干扰斑块的权重边界密度呈正相关;(2)影响猴群分布密度的景观指数较多,其中除适宜生境斑块所占面积比及其权重边界密度与猴群密度呈正相关之外,其他指数均与猴群密度呈负相关;(3)现阶段对滇金丝猴生境保护最为直接的方法应该是增加适宜生境和次适宜生境斑块间的连通性,即增强这两类斑块的天然增扩潜力,同时减少人为干扰对猴群的影响;(4)对于自然保护的管理应当更加重视边界效应的作用,尽量保持适宜生境与其性质相近类型斑块的连通性,以提高景观质量。

关键词:景观空间格局;滇金丝猴;猴群分布

Landscape spatial pattern's effect on the distribution of Yunnan snub-nosed monkey

DENG Kai¹, LI Li^{2,*}, WU Gongsheng², ZHOU Yue², ZHAO Ru³

1. School of Urban and Environment, Yunnan University of Finance and Economics, Kunming 650221, China

2. Wildlife Management and Ecosystem Health Center, Yunnan University of Finance and Economics, Kunming 650221, China

3. Faculty of Environmental Science and Engineering, Kunming University of Science and Technology, Kunming 650093, China

Abstract: This study is based on landscape ecology to demonstrate the connection between the landscape spatial pattern analysis and the Snub-nosed Monkey landscape population in the study area. This will offer guidance to biodiversity conservation efforts and nature reserve management. The Snub-nosed Monkey landscape distribution area patterns located in Yunnan are classified in to five types by the RS and GIS. They are: Optimal Habitat, Sub-optimal habitat, Suitable/Connection habitat, Natural barrier and Human disturbance. The landscape indexes of these types can be calculated and applied into the correlative analysis between their appearance possibility and distribution density. The result shows: (1) There is a significant negative correlation between the Yunnan snub-nosed monkeys and Percentage of Human disturbance, and a positive correlation between the appearance possibility and its' weight boundary density. (2) There are many landscape index effects on the distribution of the monkeys. Among these indexes, all of them present negative correlation, except in the optimal habitat index which shows a positive correlation between the percentage of habitat patch, its' weight boundary density and the distribution of density of monkey. (3) The most effective way to habitat protection of the Yunnan snub-nosed monkeys is to increase the connection between optimal habitat and suboptimal habitat. (4) Boundary effect is

基金项目:国家自然科学基金项目(31100351)

收稿日期:2013-11-15; 网络出版日期:2014-04-30

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: lilyzs@gmail.com

key to nature conservation management. Maintaining the connection between the optimal and similar habitat areas is important to improve the landscape quality.

Key Words: landscape spatial pattern; Yunnan snub-nosed monkey; distribution

从以往生物多样性的保护实践来看,单一物种的保护措施是难以成功的,生物保护战略应从单纯的目标物种途径扩展到区域景观途径^[1]。为长期保护某一物种,既要考虑目标物种本身,又要考虑它所在的生态系统及有关生态过程;既要重视保护区,又要重视与保护区相关的环境关系^[2]。因此,了解景观空间格局的要素大小、形状、宽度、类型等属性对于物种分布、生态过程的影响,及生物多样性保护和自然保护区的管理有着重要的意义^[3]。

景观空间格局与物种分布之间有着紧密而重要的联系,景观空间格局(Landscape Spatial Pattern)是指大小和形状各异的景观要素在空间上的排列和组合,它是景观异质性的具体体现,又是各种生态过程在不同尺度上作用的结果^[4]。景观空间格局能够有效反映野生动物栖息地的生境特征^[5-7],以及异质性景观对野生动物的分布、种群过程及交流的影响^[8-12]。

景观空间格局的研究主要集中在景观规划设计、景观管理及景观优化应用等方面,这些研究主要通过遥感影像(或多期遥感影像)的解译数据进行景观指数的计算,从而对景观进行评价及规划设计^[13-18]。

景观空间格局在野生动物保护的应用上,国内多集中于将景观指数作为生境评价指标,但就其对动物分布的影响进行量化分析的研究较少^[19-21];国外主要集中在生境丧失和破碎化对动物的影响,这类研究将区域内的景观指数进行计算,利用景观指数所表现的生境特征来分析其对动物的影响^[22-25]。

滇金丝猴作为我国特有的珍稀濒危物种之一,在景观的应用研究上近年来也多是以 3S 技术为基础,主要内容涉及生境的空间分布现状^[26-27],潜在生境的分布模拟^[28-29],栖息地景观破碎化^[30-32]及景观连接度的分析^[33]等。这些研究主要是针对景观指数及其指示意义的描述,对景观格局与猴群分布的影响研究还未见报道。因此,本文选取滇金丝猴这一珍稀濒危物种,结合景观格局与猴群出现概率

及分布密度的关系进行深入分析,旨在探讨以下两个问题:(1)现状景观格局对滇金丝猴的分布是否存在影响;(2)如果存在影响,哪些景观指数对滇金丝猴的分布更为显著。以期对相关物种的研究、生物多样性的保护及自然保护区的管理提供参考。

1 研究种群和区域

滇金丝猴是我国特有的珍稀濒危物种之一,也是海拔分布最高的非人灵长类。最近调查资料表明,滇金丝猴现存 15 个自然种群,约 2500 只^[34]。该物种栖息地位于三江并流区域,分布最北的猴群纬度为 29°20'N,最南的一个猴群为 26°14'N,即分布于云南的德钦、维西、兰坪、丽江市玉龙县和西藏的芒康县境内^[35]。本研究所选择的区域为云南省境内的滇金丝猴猴群分布区,由于缺少西藏的相关数据,没有考虑西藏境内的猴群栖息地。研究区域内包含了 12 个滇金丝猴活动区域以及 12 个没有猴群活动的区域(图 1)。

2 数据来源与研究方法

2.1 猴群及植被数据获取

研究在区域内选取 12 个^[36]滇金丝猴分布区域作为猴群的活动区域,研究人员同时于 2011 年 7 月对滇金丝猴生境全境进行了野外考察,在此基础上随机选取从北到南分布的 12 块没有滇金丝猴活动的景观(其面积为 12 个猴群活动范围面积的平均值),作为猴群的不活动区域,用于本文的对比分析(图 1)。

研究中,植被数据来源于 TNC 中国项目部提供的 2004 年 SPOT 卫星遥感影像图,以 1:50000 比例尺水系图和数字高程模型(DEM)作为参考的控制影像,在 ERDAS9.2 中对整景影像进行了几何精校正,均方根误差(RMS) < 1,可以满足研究的精度要求。由于研究区域内植被种类较多,为了分析的准确性,本研究结合《云南植被》分类体系和滇金丝猴生境植被分类体系将区域内的重新分为了 5 类(图 1)。

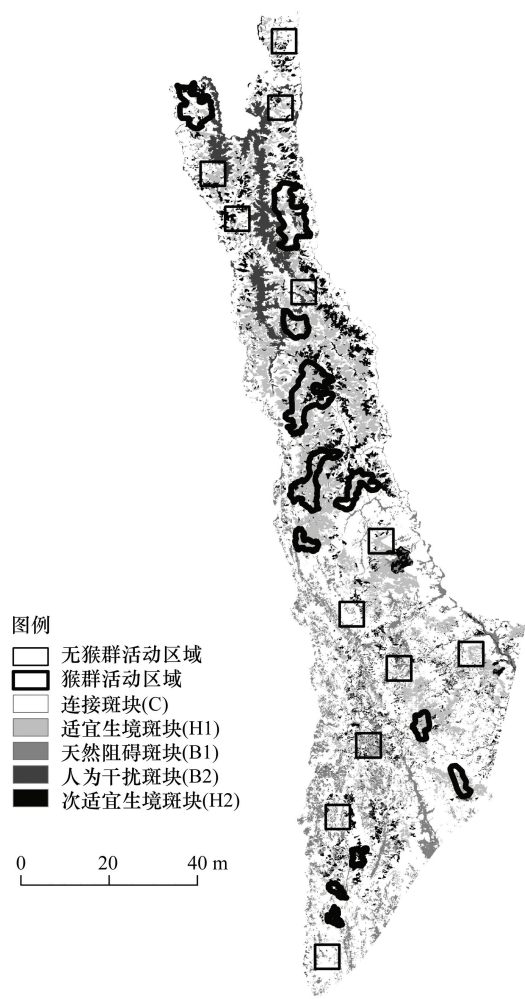


图1 研究区域

Fig.1 Study Area

H1: 云冷杉林; H2: 杨桦林、高山松林、大果红杉林、箭竹林、高山流石滩疏生草甸; C: 云南铁杉林、华山松林、山顶苔藓矮林、杜鹃灌丛、柏树林、落叶松林、高山柏灌丛、云南松林、人工林等; B1: 冰雪、水体、裸土地、沙滩; B2: 人工经济林、栽培植被、人工建筑等

2.2 研究方法

2.2.1 景观指数选取

研究对景观指数的选取主要采用方法:(1)结合景观指数的生态学含义及滇金丝猴的生境特征进行选取。(2)参考以往相关景观生态学方面的研究^[32,37-38]选取景观指数。基于此,利用 Fragstats 3.3 对选取的 10 个景观指数在不同尺度上进行计算后,得到 38 个景观变量(表 1),用以反映景观内部的基本特征。

2.2.2 模型变量筛选

为避免空间自相关,选取独立的景观变量作为模型变量参与下一步的模型运算,本文利用 R 3.0 软件对所得到的 38 个模型变量进行了主成分分析并得到变量在各主成分轴上的分布关系图,通过变量间的相关关系剔除信息严重冗余变量,以达到“降维”的效果。

2.2.3 相关性分析

为了更加全面地分析景观空间格局与滇金丝猴分布之间的关系,研究将筛选后的模型变量分别与猴群出现与否及景观内猴群分布的密度进行相关性分析。其中,研究采用逻辑斯蒂回归模型对变量与猴群出现与否进行分析,逻辑斯蒂回归模型是应用于二值响应变量(例如,有和无)或者有序响应变量与一组自变量之间关系的一种标准统计方法,所得模型的响应变量分布在 0—1 之间,即猴群在该区域的出现概率;在景观格局与猴群分布密度的相关性分析中,采用广义线性模型(GLM)进行分析^[39-40]。模型评价及拟合优度检验采用最小信息准则 AIC

表 1 不同尺度下的景观指数和景观变量

Table 1 Landscape variables and Indexes indifferent scales

尺度 Scale	景观指数 Landscape indexes	景观变量 Landscape variables
斑块 Class	斑块类型面积百分比 Percentage of Landscape(PLAND)	PLANDH ₁ 、PLANDH ₂ 、PLANDC、PLANDB ₁ 、PLANDB ₂ (各类型斑块占整个景观的面积比)
	斑块密度 Patch Density(PD)	PDH ₁ 、PDH ₂ 、PDC、PDB ₁ 、PDB ₂ (各类型斑块的斑块密度)
	边缘密度 Edge Density(ED)	EDH ₁ 、EDH ₂ 、EDC、EDB ₁ 、EDB ₂ (各类型斑块的边缘密度)
	最大斑块指数 Largest Patch Index(LPI)	LPIH ₁ 、LPIH ₂ 、LPIHC、LPIB ₁ 、LPIB ₂ (各类型斑块的最大斑块指数)
	邻近指数 Contiguity Index(CONTIG)	CONTIGH ₁ 、CONTIGH ₂ 、CONTIGC、CONTIGB ₁ 、CONTIGB ₂ (相同类型斑块间的邻近指数)
	欧式距离 Euclidean Nearest Neighborhood Distanc(ENN)	ENNH ₁ 、ENNH ₂ 、ENNH _C 、ENNB ₁ 、ENNB ₂ (相同类型斑块间的欧式距离)
	斑块权重边界密度 Contrast-Weighted Edge Density(CWED)	CWEDH ₁ 、CWEDH ₂ 、CWEDC、CWEDB ₁ 、CWEDB ₂ (各类型斑块的权重边界密度)

续表

尺度 Scale	景观指数 Landscape indexes	景观变量 Landscape variables
景观 Landscape	景观面积 Total Area (TA)	TA 表示整个景观的面积
	斑块数量 Number of Patches (NP)	NP 表示整个景观内部所有类型斑块的数量
	有效粒度尺寸 Effective Mesh Size (MESH)	MESH 表示景观内部的有效粒度尺寸

H₁:适宜生境斑块;H₂:次适宜生境斑块;C:连接斑块;B₁:天然阻碍斑块;B₂:人为干扰斑块

(Akaike Index Criterion) 进行评价^[41-42], 指数越小, 模型的拟合度越好(AIC 鼓励数据拟合的优良性, 但是应尽量避免出现过拟合(overfitting)的情况)。本文所有的模型分析在 R 3.0 软件编程下完成。

3 结果与分析

3.1 变量筛选

通过主成分分析得到的 Correlation Circles 图, 研究筛选出 9 个景观指数作为模型变量(PLANDH₁、PLANDB₂、PLANDC、PDH₁、LSIH₁、ENNH₁、CWEDH₁、CWEDH₂、CWEDB₂)参与下一步模型的运算。图 2 显示了不同景观指数贡献率的投影在各个主成分上的分布情况, 其中, 分布在同一平面上的两个(多个)景观指数长度、与轴夹角相近(或接近 180°), 说明这两个(多个)景观指数信息存在严重重复, 具有相关性。从图中可以看出, 除 CWEDH₂ 与 PDH₁ 之间存在较强的相关性之外, 其他景观变量均较为独立。但由于两个景观指数贡献度较高, 并且 CWEDH₂ 是筛选后唯一与次适宜生境斑块(H₂)有关的变量, 为了分析的全面性, 故同时保留了二者参与相关性分析。

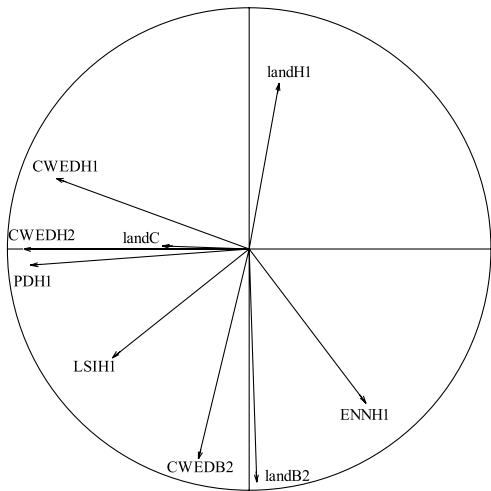


图 2 变量相关性图
Fig.2 Correlation Circles

3.2 相关性分析

3.2.1 猴群出现概率与景观指数相关性分析

研究采用 AIC (Akaike Index Criterion) 信息指标量对 Logistic 回归模型的拟合优度进行检验(表 2), 最终“CWEDB₂+ LANDB₂”拟合优度最佳, AIC 值为 19.36899, 小于其他模型 AIC 值, 模型 R² 值为 0.6, 结果较为显著。结果表明, LANDB₂ (人为干扰斑块占景观的面积比) 以及 CWEDB₂ (人为干扰斑块周围分布斑块的类型) 对猴群出现有着显著地影响。

表 2 不同模型 AIC 值计算结果
Table 2 Value of AIC in different model

模型 Model	AIC(Akaike Index Criterion) 值 AIC Value
CWEDB ₂ + LANDB ₂	19.36899
CWEDB ₂ + LANDB ₂ + LANDH ₁	19.50581
CWEDB ₂ + LANDB ₂ + LANDH ₁ + LSIH ₁	18.68009
CWEDB ₂	21.60586
1	35.27106

从模型参数估计的结果(表 3)可以看出, 变量 CWEDB₂ ($P=7.56\times10^{-5}$, Deviance = 15.665), LANDB₂ ($P=0.03956$, Deviance = 4.2369) 对猴群出现概率影响显著。其中, 二者参数估计值分别为 6.8995, -3.5054, 即人为干扰斑块的权重边界密度(CWEDB₂)与猴群出现概率呈正相关, 景观内人为干扰所占比例(LANDB₂)与猴群出现概率呈负相关, 说明景观内部人为干扰斑块的面积越小, 同时其周围所分布斑块性质与其相近(例如自然阻碍斑块)是质量较好的滇金丝猴生境景观结构, 有助于提高猴群出现概率。

3.2.2 猴群分布密度与景观格局的相关性分析

从 AIC 对广义线性模型的拟合优度进行检验的结果来看(表 4), 含有所有变量的模型拟合优度最佳, AIC 值为 511.6927, 在所有的模型中最小。结果说明, 所选择的 9 个景观指数与景观内部猴群的分布密度都存在着直接和显著的关系。

表 3 猴群出现概率与景观变量逻辑斯蒂回归分析

Table 3 Analysis of correlations between the probabilities of Monkeys' occurrence and landscape variables in logistic regression					
变量 Variables	<i>P</i>	偏差 Deviance	显著度 Significant	参数估计 Estimate	标准差 Std. Error
CWEDB ₂	7.56×10 ⁻⁵	15.665	***	6.8995	7.7194
LANDB ₂	0.03956	4.2369	*	-3.5054	3.2681
截距 Intercept				1.4833	0.8707
逻辑回归模型的离散度参数取值为: 1 (Dispersion parameter for binomial family taken to be 1) 含常数项模型偏差值为:33.271 自由度为:23 (Null deviance: 33.271 on 23 degrees of freedom) 拟合模型模型偏差值为:13.369 自由度为:21 (Residual deviance: 13.369 on 21 degrees of freedom) AIC 值为:19.369 (AIC: 19.369)					
* 表示 <i>P</i> <0.05 显著; ** 表示 <i>P</i> <0.05 显著; *** 表示 <i>P</i> <0.05 显著					

表 4 不同模型 AIC 值计算结果

Table 4 Value of AIC in different model	
模型 Model	AIC(Akaike Index Criterion) 值 AIC Value
landB ₂ + CWEDH ₂ + CWEDH ₁ + landH ₁ + CWEDB ₂ + LSIH ₁ + PDH ₁ + landC + ENNH ₁ + offset (log(Area))	511.6927
offset(log(Area)) + CWEDH ₂	2037.6410
offset(log(Area)) + LANDB ₂	2325.4292
offset(log(Area)) + CWEDH ₁	2854.8901
offset(log(Area)) + PDH ₁	3180.9595
offset(log(Area)) + ENNH ₁	3535.4077
offset(log(Area)) + CWEDB ₂	3564.7718
offset(log(Area)) + LSIH ₁	3638.5519
offset(log(Area)) + LANDH ₁	3685.9168
offset(log(Area)) + LANDC	3818.4118

广义线性模型(GLM)对参数估计的结果(表 5) 表明:所有的 9 个变量均与景观内的猴群分布密度关系显著,其中 LANDH₁,CWEDH₁两个指数与猴群分布密度成正相关,说明景观中的适宜生境所占的比例越高,则猴群的分布密度越大;而景观内部适宜生境周围所分布的其他斑块,与最适宜生境斑块类型越接近(例如次适宜生境斑块),则猴群分布密度也越大。反之,景观内其他指数与猴群分布密度成反比。从 ENNH₁、LANDC、PDH₁与猴群分布密度呈负相关说明,景观内部适宜生境越完整,相互之间的距离越小,则有利于猴群分布密度增加;反之,景观越破碎则越不利于猴群的密度分布。而 LANDB₂、CWEDB₂与猴群分布密度呈负相关则说明人为干扰斑块所占景观的比例越小,或与人为干扰斑块周围分布的斑块性质与之相差越大(例如适宜生境斑块、较适宜生境斑块)则猴群分布的密度越高。

表 5 猴群分布密度与景观变量广义线性模型分析

Table 5 Analysis of correlations between the distribution of monkeys and landscape variables in GLM									
	CWEDB ₂	LANDB ₂	LANDH ₁	ENNH ₁	LSIH ₁	LANDC	CWEDH ₂	CWEDH ₁	PDH ₁
<i>P</i>	<2.2×10 ⁻¹⁶	<2.2×10 ⁻¹⁶	<2.2×10 ⁻¹⁶	<2.2×10 ⁻¹⁶	<2.2×10 ⁻¹⁶	<2.2×10 ⁻¹⁶	<2.2×10 ⁻¹⁶	3.631×10 ⁻⁶	<2.2×10 ⁻¹⁶
参数估计 Estimate	-1.105	-0.746	0.034	-0.002	-0.173	-0.019	-0.178	0.020	-1.995
显著度 Significant	***	***	***	***	***	***	***	***	***
广义线性模型的离散度参数取值为: 1 (Dispersion parameter for binomial family taken to be 1) 含常数项模型偏差值为:3758.78 自由度为:23 (Null deviance: 3758.78 on 23 degrees of freedom) 拟合模型模型偏差值为:414.61 自由度为:14 (Residual deviance: 414.61 on 14 degrees of freedom) AIC: 511.69(AIC 值为:511.69)									
* 表示 <i>P</i> <0.05 显著; ** 表示 <i>P</i> <0.05 显著; *** 表示 <i>P</i> <0.05 显著									

4 讨论

从研究结果可以看出,研究区域内的景观指数对猴群出现概率及分布密度有着显著地影响。现阶段对滇金丝猴出现概率影响较为显著的是人为干扰

斑块的面积及其周围分布斑块的类型;从景观对滇金丝猴分布密度的影响来看,猴群分布密度会受到景观内不同类型斑块的综合影响,适宜生境斑块面

积增加以及周围分布的相似类型斑块(如次适宜生境斑块)有助于提高猴群分布密度;而随着景观内部适宜生境斑块破碎度以及人为干扰斑块数量增加,会使猴群分布密度降低。

现阶段对于滇金丝猴的保护,从景观格局的角度出发,应当增加其分布区域内的适宜生境,减少人为干扰对猴群的影响,同时保持适宜生境的完整性;值得注意的是,分析结果显示,体现不同类型斑块边界状况的指标(CWED)不论对于猴群出现的概率还是分布密度都存在显著的影响。因此,在管理工作中应当重视边界效应的作用,尽量保持适宜生境斑块与其性质相近斑块的连通性,减少已有干扰斑块对于适宜生境及次适宜生境斑块的影响是提高猴群栖息地生境质量的重要途径。

在全球化的背景下,不断加剧的物种栖息地丧失和破碎化给生物多样性保护带来了新的问题。景观格局分析作为生物多样性保护研究中重要方法之一,当前研究多集中于景观指数层面上的比较与分析,较少将景观格局指数分析与生态功能、生态过程建立具体的联系,从而忽视景观格局中有机体对具有空间异质性资源的利用对物种分布、延续和丰度等的影响。本研究通过建立景观格局与滇金丝猴分布的联系,对量化研究景观空间格局对于内部生物多样性的影响进行了探索,对于评价景观质量以及滇金丝猴栖息地的保护和规划也具有较大的参考价值。该方法将景观空间格局指数与具体目标种群建立联系,并进行了量化的分析,相对于以往仅就栖息地景观指数变化对目标种群影响的研究更加深入,有助于了解景观内部空间格局对目标种群的具体影响,并对目标种群提出更加具有针对性的保护措施。

当然,本文所采用的研究方法仍然有需要完善之处。首先,由于滇金丝猴数量稀少,因此研究中的全部样本数量较小,研究所采用的模型仅能就景观指数对于猴群分布的影响进行初步分析,模型的拟合度还有待于进一步提高;其次,在植被分类及景观指数筛选方面,需要进一步借鉴相关研究进行完善;最后,应该注意到景观格局并非影响滇金丝猴猴群分布的唯一因素,下一步的研究工作应考虑更多的变量,例如,地形因子、气候因子等加入到模型的分析 and 运算中,将更具有现实意义。

References:

- [1] Li X W, Hu Y M, Xiao D N. Landscape ecology and diversity conservation. *Acta Ecologica Sinica*, 1999, 19(3): 399-407.
- [2] Chen C D. Landscape ecology and diversity conservation // The Second Academic Symposium of Landscape ecology. Beijing, 1996:5.
- [3] Bennett A F, Radford J Q, Haslem A. Properties of land mosaics: Implications for nature conservation in agricultural environments. *Biological Conservation*, 2006, 133(2): 250-264.
- [4] Li H, Franklin J F. Landscape ecology: new concept framework of ecology. *Ecology Progress*, 1988, 5(1): 23-33.
- [5] Radford J Q, Bennett A F. Thresholds in landscape parameters: occurrence of the white-browed treecreeper *Climacteris affinis* in Victoria, Australia. *Biological Conservation*, 2004, 117(4): 375-391.
- [6] Brennan J M, Bender D J, Contreras T A, Fahrig L. Focal patch landscape studies for wildlife management: optimizing sampling effort across scales//Liu J, Taylor W W. Integrating Landscape Ecology into Natural Resource Management. Cambridge: Cambridge University Press, 2002: 68-91.
- [7] McGarigal K, Cushman S A. Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation effects. *Ecological Applications*, 2002, 12(2): 335-345.
- [8] Bellamy P E, Hinsley S A, Newton I. Factors influencing bird species numbers in small woods in south-east England. *Journal of Applied Ecology*, 1996, 33(2): 249-262.
- [9] Major R E, Christie F J, Gowing G, Ivison T J. Age structure and density of red-capped robin populations vary with habitat size and shape. *Journal of Applied Ecology*, 1999, 36(6): 901-908.
- [10] Mac Nally R, Bennett A F, Horrocks G. Forecasting the impact of habitat fragmentation. Evaluation of species-specific predictions of the impact of habitat fragmentation on birds in the box-ironbark forests of central Victoria, Australia. *Biological Conservation*, 2000, 95(1): 7-29.
- [11] Van der Ree R. The population ecology of the squirrel glider (*Petaurus norfolcensis*) within a network of remnant linear habitats. *Wildlife Research*, 2002, 29(4): 329-340.
- [12] Radford J Q, Bennett A F, Cheers G J. Landscape-level thresholds of habitat cover for woodland-dependent birds. *Biological Conservation*, 2005, 124(3): 317-337.
- [13] Wang H Z, Zhang L Q. A GIS, landscape pattern and network analysis based planning of ecological networks for Xiamen island. *Acta Phytocologica Sinica*, 2005, 29(1): 144-152.
- [14] Wang Y J, Li J X, Wu J P, Song Y C. Landscape pattern changes in urbanization of Pudong New District, Shanghai. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2006, 17(1): 36-40.
- [15] Zhang X L, Zhang Z H, Xu Z J, Gu D Q, Zheng W. Landscape

- pattern change and its cumulative environmental effects of coastal wetlands in southern Laizhou Bay. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2009, 28(12): 2437-2443.
- [16] Wu J G. Effects of changing scale on landscape pattern analysis: scaling relations. *Landscape Ecology*, 2004, 19(2): 125-138.
- [17] Nagendra H, Munroe D K, Southworth J. From pattern to process: landscape fragmentation and the analysis of use/land cover. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2004, 101(2/3): 111-115.
- [18] Larsen L G, Harvey J W. Modeling of hydroecological feedbacks predicts distinct classes of landscape pattern, process and restoration potential in shallow aquatic ecosystems. *Geomorphology*, 2011, 126(3/4): 279-296.
- [19] Liu B W, Qin L X, Zhang B, Liu S T. Landscape pattern analysis and dynamics of habitat of Mongolian Gazelle (*Procapra gutturosa*) near Dalai Lake, Inner Mongolia. *Chinese Journal of Wildlife*, 2011, 32(5): 256-259.
- [20] Zhang S, Liu X H, Jin Q, Li J H, Jin X L, Wei F W. The relationship between landscape pattern and the habitat of giant pandas on the southern slope of the middle Qinling Mountains. *Acta Ecologica Sinica*, 2004, 24(9): 1950-1957.
- [21] Zhang W G, Hu Y M, Hu J C, Liu M, Zhu J J, Hu Z B. Effects of land use change on the habitat of wild animals in Wenchuang County of Sichuan. *Chinese Journal of Ecology*, 2008, 27(11): 1985-1989.
- [22] Mortelliti A, Fagiani S, Battisti C, Capizzi D, Boitani L. Independent effects of habitat loss, habitat fragmentation and structural connectivity on forest-dependent birds. *Diversity and Distributions*, 2010, 16(6): 941-951.
- [23] Mortelliti A, Amori G, Capizzi D, Cervone C, Fagiani S, Pollini B, Boitani L. Independent effects of habitat loss, habitat fragmentation and structural connectivity on the distribution of two arboreal rodents. *Journal of Applied Ecology*, 2011, 48(1): 153-16.
- [24] Fahrig L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 2003, 34: 487-515.
- [25] Haila Y. A conceptual genealogy of fragmentation research: From island biogeography to landscape ecology. *Ecological Applications*, 2002, 12(2): 321-334.
- [26] Wu R D. Habitat Analysis for Yunnan Snub-nosed Monkey (*Rhinopithecus bieti*) based on 3S Technologies [D]. Kunming: Southwest Forestry University, 2006.
- [27] Nian B, Wang J L, Yang S J. The image previous process in study the habitat fragmentation of Yunnan snub-nosed monkey. *Journal of Guizhou University: Natural Sciences*, 2003, 20(2): 190-195.
- [28] Li L. Study on the Vegetation Characteristics in Yunnan Golden Monkey Distribution Area and its Potential Habitat Model [D]. Guangzhou: Sun Yat-Sen University, 2007.
- [29] Xiao W, Ding W, Cui L W, Zhou R L, Zhao Q K. Habitat degradation of *Phinopithecus bieti* in Yunnan, China. *International Journal of Primatology*, 2003, 24(2): 389-398.
- [30] Ding W, Yang S J, Liu Z H. The influence of the fragmentation of habitat upon the number of population of *Rhinopithecus bieti*. *Acta Anthropologica Sinica*, 2003, 22(4): 338-344.
- [31] Zhou R L, Du Y, Yang Q C, Ding K. Spatial analysis of the habitat patterns for *Rhinopithecus bieti*. *Yunnan Geographic Environment Research*, 2008, 20(3): 1-5.
- [32] Wang Y M, Xue Y D, Xia Y F. Landscape pattern and its fragmentation evaluation of habitat of *Rhinopithecus bieti* in northwest Yunnan. *Forest Inventory and Planning*, 2011, 36(2): 34-37.
- [33] Xue Y D, Li L, Li D Q, Wu G S, Zhou Y, Lu X X. Analysis of habitat connectivity of the Yunnan snub-nosed monkeys (*Rhinopithecus bieti*) using landscape genetics. *Acta Ecologica Sinica*, 2011, 31(20): 5886-5893.
- [34] Jin T, Long Y C. Anti-poaching, the most effective strategy in saving China's wildlife: Lessons learnt from Yunnan snub-nosed monkey initiative. *Primate Res*, 2010, 26(Suppl.): Abstract # 336.
- [35] Long Y C, Zhong T, Xiao L. Study on geographical distribution and population of the Yunnan snub-nosed monkey. *Zoological Research*, 1996, 17(4): 437-441.
- [36] Long Y C, Kirkpatrick C, Zhong T, Xiao L. Status and conservation strategy of the Yunnan snub-nosed monkey. *Biodiversity Science*, 1996, 4(3): 145-152.
- [37] Gao J B, Cai Y L. Spatial heterogeneity of landscape fragmentation at multi-scales — A case study in Wujiang River Basin, Guizhou province, China. *Scientia Geographica Sinica*, 2010, 30(5): 742-747.
- [38] Turner M G, Wei J B, Wang X G, Leng W F, Jin L R, Liu M, Xiao D N, Li X Z. Landscape ecology: What is the state of the science. *Chinese Journal of Ecology*, 2006, 25(7): 834-844.
- [39] Cao M C, Zhou G S, Weng E S. Application and comparison of generalized models and classification and regression tree in simulating tree species distribution. *Acta Ecologica Sinica*, 2005, 25(8): 2031-2040.
- [40] Zheng B, Chen X J, Li G. Relationship between the resource and fishing ground of mackerel and environmental factors based on GAM and GLM models in the East China Sea and Yellow Sea. *Journal of Fisheries of China*, 2008, 32(3): 379-386.
- [41] Burnham K P, Anderson D R. Multimodel inference understanding AIC and BIC in model selection. *Sociological Methods Research*, 2004, 33(2): 261-304.
- [42] Wagenmakers E J, Farrell S. AIC model selection using Akaike weights. *Psychonomic Bulletin & Review*, 2004, 11(1): 192-196.

参考文献:

- [1] 李晓文, 胡远满, 肖笃宁. 景观生态学与生物多样性保护. 生态学报, 1999, 19(3): 399-407.
- [2] 陈昌笃. 景观生态学与生物多样性保护 // 第二届景观生态学学术讨论会论文集. 北京, 1996: 5.
- [4] 李哈滨, Franklin J F. 景观生态学——生态学领域里的新概念构架. 生态学进展, 1988, 5(1): 23-33.
- [13] 王海珍, 张利权. 基于 GIS、景观格局和网络分析法的厦门本岛生态网络规划. 植物生态学报, 2005, 29(1): 144-152.
- [14] 王玉洁, 李俊祥, 吴健平, 宋永昌. 上海浦东新区城市化过程景观格局变化分析. 应用生态学报, 2006, 17(1): 36-40.
- [15] 张绪良, 张朝晖, 徐宗军, 谷东起, 郑伟. 莱州湾南岸滨海湿地的景观格局变化及累积环境效应. 生态学杂志, 2009, 28(12): 2437-2443.
- [19] 刘丙万, 秦立鑫, 张博, 刘松涛. 内蒙古达赉湖地区蒙原羚生境景观格局及动态研究. 野生动物, 2011, 32(5): 256-259.
- [20] 张爽, 刘雪华, 靳强, 李纪宏, 金学林, 魏辅文. 秦岭中段南坡景观格局与大熊猫栖息地的关系. 生态学报, 2004, 24(9): 1950-1957.
- [21] 张文广, 胡远满, 胡锦矗, 刘森, 朱教君, 胡志斌. 四川省汶川县土地利用变化对森林野生动物生境的影响. 生态学杂志, 2008, 27(11): 1985-1989.
- [26] 武瑞东. 基于“3S”技术滇金丝猴 (*Rhinopithecus bieti*) 生境分析 [D]. 昆明: 西南林学院, 2006.
- [27] 年波, 王金亮, 杨士剑. 滇金丝猴生境破碎化研究中的遥感影像预处理. 贵州大学学报 (自然科学版), 2003, 20(2): 190-195.
- [28] 李丽. 滇金丝猴 (*Rhinopithecus bieti*) 分布区植被特征及潜在生境模型 [D]. 广州: 中山大学, 2007.
- [30] 丁伟, 杨士剑, 刘泽华. 生境破碎化对黑白仰鼻猴种群数量的影响. 人类学学报, 2003, 22(4): 338-344.
- [31] 周汝良, 杜勇, 杨庆仙, 丁琨. 滇金丝猴栖息地的空间格局分析. 云南地理环境研究, 2008, 20(3): 1-5.
- [32] 王亚明, 薛亚东, 夏友福. 滇西北滇金丝猴栖息地景观格局分析及其破碎化评价. 林业调查规划, 2011, 36(2): 34-37.
- [33] 薛亚东, 李丽, 李迪强, 吴巩固, 周跃, 吕玺喜. 基于景观遗传学的滇金丝猴栖息地连接度分析. 生态学报, 2011, 31(20): 5886-5893.
- [35] 龙勇诚, 钟泰, 肖李. 滇金丝猴地理分布、种群数量与相关生态学的研究. 动物学研究, 1996, 17(4): 437-441.
- [36] 龙勇诚, 柯瑞戈, 钟泰, 肖李. 滇金丝猴 (*Rhinopithecus bieti*) 现状及其保护对策研究. 生物多样性, 1996, 4(3): 145-152.
- [37] 高江波, 蔡运龙. 区域景观破碎化的多尺度空间变异研究——以贵州省乌江流域为例. 地理科学, 2010, 30(5): 742-747.
- [38] Turner M G, 魏建兵, 王绪高, 冷文芳, 金龙如, 刘森, 肖笃宁, 李秀珍. 景观生态学发展现状. 生态学杂志, 2006, 25(7): 834-844.
- [39] 曹铭昌, 周广胜, 翁恩生. 广义模型及分类回归树在物种分布模拟中的应用与比较. 生态学报, 2005, 25(8): 2031-2040.
- [40] 郑波, 陈新军, 李纲. GLM 和 GAM 模型研究东黄海鲈资源渔场与环境因子的关系. 水产学报, 2008, 32(3): 379-386.