

秦岭中段南坡景观格局与大熊猫栖息地的关系

张 爽¹, 刘雪华^{1*}, 靳 强¹, 李纪宏¹, 金学林², 魏辅文³

(1. 清华大学环境科学与工程系, 北京 100084; 2. 陕西省林业局, 西安 710082; 3. 中国科学院动物研究所, 北京 100080)

摘要: 景观格局是各种生态过程在不同尺度上作用的结果, 同时景观格局强烈影响着生境内种群的生物学过程; 种群的结构和分布状况同栖息地景观格局之间存在一定的联系。借助遥感和地理信息系统软件, 对秦岭中段南坡地区 3 个保护区(佛坪、长青和观音山)大熊猫栖息地的景观格局及其与大熊猫活动痕迹密度之间的关系进行了研究。该研究首先绘制了景观类型格局图并进行总体斑块格局分析, 其次分别从保护区尺度和 1 km² 尺度分析平均斑块分维数、破碎度指数和香农多样性指数, 以进行比较; 最后在 1km² 尺度上统计分析大熊猫活动密度同景观格局指数分布的相关性。研究结果表明: (1) 各自然保护区内的景观格局存在着差异性, 佛坪保护区景观多样性水平较高, 长青保护区居中, 观音山保护区最低; (2) 各保护区内部受人为干扰和生境恢复程度不同, 使得景观破碎化程度在佛坪保护区最低, 长青保护区居中, 观音山保护区最高; (3) 大熊猫活动密度有集中分布的趋势, 高密度区域主要分布在佛坪中部和长青北部; (4) 在 1km² 尺度, 3 个保护区大熊猫活动痕迹密度同景观指数格局之间存在不同的相关性, 说明不同的景观格局会影响到大熊猫的活动和生境利用。

关键词: 景观格局; 遥感; 地理信息系统; 大熊猫; 栖息地; 秦岭

The relationship between landscape pattern and the habitat of giant pandas on the southern slope of the middle Qinling Mountains

ZHANG Shuang¹, LIU Xue-Hua^{1*}, JIN Qiang¹, LI Ji-Hong¹, JIN Xue-Lin², WEI Fu-Wen³ (1. Department of Environmental Science and Engineering, Tsinghua University, Beijing 100084, China; 2. The Shaanxi Forest Bureau, Xi'an 710082, China; 3. Institute of Zoology, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100080, China). *Acta Ecologica Sinica*, 2004, 24(9): 1950 ~ 1957.

Abstract: Landscape patterns result from various ecological processes occurring on different spatial scales. In turn landscape patterns strongly affect biological processes of wildlife populations. Landscape patterns influence the structure and distribution of wildlife populations. Through remote sensing (RS) and Geographic Information Systems (GIS), we analyzed correlations between landscape patterns and giant pandas activities in three reserves (Foping, Changqing and Guanyinshan) on the southern slope of the middle Qinling Mountains. We began by mapping and analyzing landscape patterns and assessed three landscape indices, including MPFD (mean patch fractal dimension index), FN (fragmentation index) and SDI (Shannon diversity index). We used statistical analyses to examine correlations between giant pandas activity density and landscape patterns at a spatial resolution of 1km². The main results show: (1) There are differences on landscape patterns among three nature reserves. Foping NR shows the highest level landscape diversity, followed by Changqing NR and Guanyinshan NR with the lowest Landscape diversity (2) Due to human disturbance and habitat restoration, the degree of landscape fragmentation in Foping NR is the lowest, followed by Changqing NR, and Guanyinshan with the highest level of fragmentation. (3) The activity signs of giant pandas were densely distributed in two areas, i. e. the middle of Foping NR and the northern part of Changqing NR.

基金项目: 国家自然科学基金重点基金资助项目(30230080); 美国 Memphis 动物园和中国野生动物保护协会资助项目; 世界自然基金会资助项目

收稿日期: 2004-03-27; **修订日期:** 2004-07-15

作者简介: 张爽(1981~), 男, 河北秦皇岛人, 硕士生, 主要从事景观生态学, GIS 在生态学中的应用研究。E-mail: zhangshuang03@mails.tsinghua.edu.cn

*** 通讯作者** Author for correspondence. E-mail: xuehua-hjx@mail.tsinghua.edu.cn

Foundation item: Key Project of National Natural Science Foundation of China (No. 30230080); CWCA and Memphis Zoo, USA project; WWF-CPO supported project

Received date: 2004-03-27; **Accepted date:** 2004-07-15

Biography: ZHANG Shuang, Master candidate, mainly engaged in landscape ecology and GIS application on ecology. E-mail: zhangshuang03@mails.tsinghua.edu.cn

(4) Analysis reveals correlations between the giant panda activity density and landscape indices at the scale of 1km², providing evidence that different landscape patterns have significant effects on giant pandas' activity and habitat utilization.

Key words: landscape pattern; RS; GIS; giant pandas; habitat; the Qinling Mountains

文章编号: 1000-0933(2004)09-1950-08 中图分类号: Q149, Q958 文献标识码: A

景观格局一般指大小和形状不一的景观斑块在空间上的配置,是景观空间结构的具体体现,也是景观功能和动态变化的重要因素^[1~3]。同时景观格局也影响景观内部的生物多样性水平、物种分布和活动状况,从而在一定程度上影响许多生态过程^[4~6]。大熊猫是珍稀濒危物种,在全球的分布现仅限于我国的四川、甘肃和陕西三省,现存的大熊猫空间分布格局一方面受人作为活动因子影响,另一方面则受自然环境因子影响。东西走向的秦岭山脉阻挡了北来的冷气流,构成我国许多动植物避寒的天然屏障,也形成了大熊猫的最北避难所^[7]。在秦岭南坡分布着几百只大熊猫,复杂的地形地势及景观因子影响着大熊猫在空间上的分布密度和活动格局。过去的时间里,有很多学者先后对秦岭地区的动植物种群及其生境进行了详细研究,如王昊、潘文石等对秦岭大熊猫的种群存活力进行了分析^[8];王得祥、刘建军等对秦岭林区的华山松种群^[9]、高甲荣等对秦岭山地云杉种群的结构特征和动态变化^[10]进行了研究;刘雪华对秦岭南坡佛坪保护区大熊猫的生境进行了研究^[7]。然而,对于秦岭大熊猫分布区的景观格局,以及景观格局对大熊猫的种群结构、分布格局及其活动格局的影响,仍有待于进一步研究。

本文选择秦岭南坡3个有代表性的大熊猫自然保护区(佛坪、长青和观音山)为研究区域,它们分别建立于1978年、1995年和2000年,受人类干扰程度不同,自然景观特征不同,大熊猫分布数量和活动格局亦不同。通过景观格局分析,了解不同人为干扰和生境恢复程度下大熊猫分布区的景观格局差异,并且分别从保护区大区域尺度以及1km²单元区域尺度分析景观格局及其与大熊猫活动密度的相关性,以反映大熊猫活动受景观格局影响的程度,从而为进行物种保护和自然保护区设计提供参考,也为透析大熊猫分布现状提供依据。

1 研究地区与研究方法

1.1 研究区域概况

秦岭地区是我国大熊猫主要分布地区之一,拥有大范围的大熊猫栖息地。研究区域为秦岭中段南坡的自然保护区群,由相邻的长青保护区、佛坪保护区和观音山保护区组成(图1)。位于东经107°42′~108°16′;北纬33°43′~33°36′;地处陕西省南部,秦岭主梁的正南方,总面积约720km²,平均海拔高于1300m。秦岭南坡地区属于亚热带季风性湿润气候,适宜的水热条件使得这里的植被发育良好,植被垂直带谱比我国东部地区大部分山地更为完整;并且有广泛的竹林分布,其中巴山木竹(*Bashania fargesii*)和秦岭箭竹(*Fargesia qinlingensis*)生长良好、储量丰富,为秦岭大熊猫提供了充足的食物来源。

长期的采伐和开荒等人类活动使得秦岭南坡地区的森林受到了一定程度的破坏,原本连接的森林地带被割裂,许多优质的大熊猫栖息地曾一度消失或退化,现有的大熊猫栖息地也变成了分散的“孤岛”^[11]。为此国家先后建立了一系列自然保护区,并且于20世纪90年代开始实施天然林保护工程,这将使得大熊猫栖息地以及大熊猫基因交流得以恢复。研究区域中3个保护区的起始时间及受保护时间长短不同使得这3个保护区的景观格局、生境状况、大熊猫分布和活动格局都存在差异性。

1.2 研究方法

地面样点调查与遥感、地理信息系统相结合是目前景观生态研究中基础数据获得的重要技术手段;遥感和地理信息系统工具的应用极大地促进了景观结构与格局数量分析方法的发展^[12~14]。本研究利用遥感和地理信息系统软件,对地面样点数据进行了分析,获得了秦岭中段南坡地区的景观格局,以及大熊猫活动痕迹的分布格局。

1.2.1 景观制图 利用ERDAS IMAGINE 遥感软件对秦岭南坡地区景观类型及其分布格局进行解译,所用的遥感数据为2000年5月19日的ETM+影像,并且利用具有UTM坐标系统的保护区河流数据进行了位置校准。根据已有的文字资料和野外调查,本研究将秦岭南坡地区景观要素分为8类:针叶林(Conifer Forest, CF)、针阔混交林(Mixed Broadleaf and Conifer Forest, MBC)、阔叶林(Broadleaved Forest, BF)、竹林(Bamboo, BAM)、灌丛和草地(Shrub-Grass-Herb land, SGH)、农田和居住地(Farmland and Settlement, FS)、岩石和裸地(Rock and Bare land, RB)、水域(Water Area, WA)。

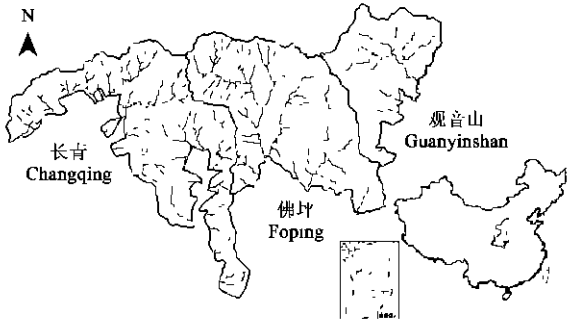


图1 研究区域所在地理位置,包括长青、佛坪和观音山3个自然保护区

Fig. 1 The location of the study area. The study area contains three nature reserves (Changqing, Foping and Guanyinshan)

野外考察是保证遥感影像分类精度的必要工作。2003 年 4 月经过两周的野外考察,对秦岭南坡地区的主要景观类型有了较全面的了解。考察采用走样线的方式,共采集了 296 个有效样点,包括经纬度、海拔高度、景观类型等主要信息。研究中还采用了第 3 次全国大熊猫及栖息地调查的 969 个样点数据。综合调查数据对研究区域遥感影像进行监督分类及分类后处理,从而得到秦岭南坡地区景观类型图。

1.2.2 景观格局分析 利用 ARCVIEW 软件和景观格局分析软件 Patch Analyst、FRAGSTATS 对各个保护区的景观格局进行分析,包括景观斑块分析和景观格局指数计算两部分:(1)景观斑块分析:在获得景观类型图后,进一步对各个保护区各类景观要素的斑块数量和斑块大小进行统计分析,并且比较不同保护区景观斑块大小和景观类型分布的差异。(2)景观格局指数分析:为能够从不同水平上反映研究区域的景观格局^[15],研究选取平均斑块分维数、破碎度指数、香农多样性指数(表 1)对各个保护区景观格局进行分析;考虑到各个保护区面积和形状相差较大,研究在中在 3 个保护区内均选择相同形状和大小的区域(图 2),计算景观格局指数,以反映 3 个保护区在较大空间尺度上的景观格局差异,以及各个保护区在不同人为干扰和保护程度下的景观格局特征。

表 1 研究中使用的景观格局指数

指数类型 Index type	数学公式 Mathematical formula	简单说明 General description
平均斑块分维数 ^[16] Mean patch fractal dimension index	$MPFD = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n \left[\frac{2 \ln(0.25 P_{ij})}{\ln(A_{ij})} \right]}{N}$	其中 P_{ij} 是景观类型 i 中斑块 j 的周长, A_{ij} 是景观类型 i 中斑块 j 的面积, N 为斑块数目; $MPFD$ 取值范围为 1~2。 P_{ij} is the perimeter of patch j in landscape class i , A_{ij} is the area of patch j in landscape class i , N is patches number. The scope of $MPFD$ is between 1~2.
破碎度指数 ^[17] Fragmentation index	$FN = (NF - 1) / MPS$	其中 NF 是景观组分的斑块数目, MPS 为平均斑块面积。 NF is the number of patches for a certain landscape class, MPS is the average area of patches.
香农多样性指数 ^[16] Shannons diversity index	$SDI = - \sum_{i=1}^m [(P_i) \ln(P_i)]$	其中 P_i 表示景观类型 i 在总体景观中所占的面积百分比。 P_i is the percentage of landscape class i to the total area of all the landscape (in area).

1.2.3 景观格局指数与大熊猫活动密度关系分析 由于不同空间尺度反映的信息量不同^{18,19},为研究不同保护区内小空间尺度水平景观格局的差异,以及大熊猫活动分布格局的关系,本研究进一步在 1 km² 尺度水平上计算分析整个研究区域的景观格局指数空间分布。(1)考虑到熊猫个体的巢域面积为 4~7 km²^[7],即在 1~10 km² 空间尺度上,故研究中以 1 km² 面积区域为研究单元,以 1800 m 搜索半径对第 3 次大熊猫调查中大熊猫活动痕迹分布点进行密度计算,生成大熊猫活动痕迹密度图。(2)利用网格分析法对研究区域景观类型图进行划分,利用 1 km² 面积的正方形单元网格,将整个研究区域分为 591 个正方形小区域;对每一个小区域进行完全采样,并利用 3×3 的滑动窗口在景观类型图上采样并计算平均斑块分维数、斑块密度指数和香农多样性指数,从而得到研究区域景观格局指数的空间连续分布图,以此反映局部区域里景观格局的细节。(3)在 1 km² 网格空间尺度上,利用统计软件 SPSS 分别对佛坪、长青、观音山 3 个保护区的景观格局指数分布和大熊猫活动痕迹分布进行相关性分析,得出不同区域景观格局与大熊猫活动频度的关系。

2 结果与分析

2.1 景观类型图

图 3 为研究区域的景观分类图,可以看出,整个研究区域以森林为主要景观类型,其中针阔混交林覆盖了大部分地区,其次是阔叶林和针叶林。实地考察了解到研究区域中有较大面积的竹林分布,但大部分属于林下层,受上层乔木的遮盖,只是在北部高海拔地区有较大面积的纯秦岭南竹,可以在遥感影像上因反射光谱不同直接区分出来。森林和竹子构成的景观类型在秦岭

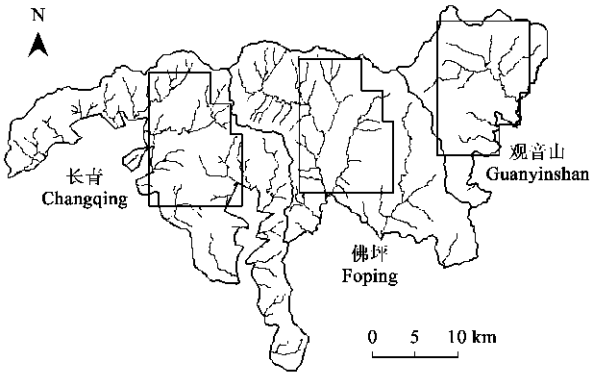


图 2 计算保护区尺度景观格局指数时选定的区域,每一区域面积为 105 km²,涵盖了保护区内不同海拔高度和人类活动程度大部分地区
Fig. 2 Regions selected while calculating the landscape pattern indices on the reserves' scale; The area of each region is 105 km²; The regions contain most area of different altitude and human activities in the reserves

南坡是大熊猫最喜爱的栖息地, 可见研究区域中能为大熊猫所利用的栖息地面积较大。尤以佛坪保护区最为明显, 大熊猫栖息地成大面积连续分布。

受地形影响, 秦岭地区河流较为狭窄, 分类之后呈细小斑块线状分布。灌草斑块较少且分散, 在不同的地区均有零星分布。裸地则主要分布在河谷地带, 分布零散且斑块较小。研究区域内农田和居民点面积很小, 只在河谷周围地区有少量分布。

2.2 景观斑块格局

统计结果(表 2)显示针阔混交林、阔叶林、针叶林、竹林、灌草是研究区域内的主要景观类型, 其中针阔混交林占据很大面积, 斑块面积也较其它景观类型大; 阔叶林和针叶林则相对面积较小; 灌草的斑块规模更小, 分布也很分散; 大面积纯竹林主要分布于高海拔区域, 并且存在集中分布的趋势。研究区域内农田、居民点和水域的斑块数量较少, 占保护区面积也很小。

3 个自然保护区的景观类型构成大体相同, 但不同类型景观斑块数量和景观类型面积有一定的差异。观音山保护区的针叶林景观斑块平均面积很小, 接近佛坪保护区针叶林景观斑块平均面积的 1/3。佛坪保护区针阔混交林的斑块数量较少、平均面积较大; 观音山保护区针阔混交林的斑块数量相对较多, 平均面积较小; 长青保护区居中。竹子主要分布在长青保护区和佛坪保护区, 在观音山保护区仅有小面积分布。灌草则主要分布在长青保护区和观音山保护区, 在佛坪保护区分布较少。

各个保护区的所有景观斑块平均面积以佛坪保护区为最大, 其次为长青保护区, 观音山保护区最小; 这与保护区受人为干扰程度和生境恢复状况有关。观音山保护区受干扰严重, 景观类型较为单一和破碎, 大部分地区景观仍处于受人为干扰的状态, 还没有植被次生演替的生境恢复现象; 长青保护区生境已经得到了一段时间的保护, 目前处于干扰停止后的恢复阶段, 人为干扰和植被次生演替使得景观斑块数目增多; 佛坪保护区受保护较好, 生境处于相对稳定的自然状态, 景观类型比较均衡, 景观斑块之间也趋于融合。

表 2 秦岭中段南坡 3 个保护区(佛坪、长青和观音山)的景观斑块分析

Table 2 Landscape patches analysis about the three reserves (Foping, Changqing and Guanyinshan) in the southern slope of the middle Qinling Mountains

景观类型 Landscape type	景观类型面积(km ²)/ 景观斑块数目			平均斑块面积(km ²)		
	Area of landscape types(km ²)/ Number of landscape patches			Average area of landscape patches(km ²)		
	佛坪 Foping	长青 Changqing	观音山 Guanyinshan	佛坪 Foping	长青 Changqing	观音山 Guanyinshan
阔叶林 BF	47.36/3558	65.08/4579	47.54/2481	0.0133	0.0142	0.0192
针阔混交林 MBC	210.36/2068	185.75/3485	81.00/1872	0.1017	0.0533	0.0433
针叶林 CF	18.26/1410	11.89/1368	1.70/365	0.0130	0.0089	0.0047
竹林 BAM	4.14/837	7.42/806	0.43/91	0.0049	0.0092	0.0047
灌草 SGH	8.87/2409	27.97/4982	9.70/2054	0.0037	0.0056	0.0047
农田和居民点 FS	0.30/150	0.09/70	0.08/83	0.0020	0.0013	0.0010
水域 WA	0.27/194	0.17/157	0.22/137	0.0014	0.0011	0.0016
岩石和裸地 RB	2.86/482	2.48/804	3.00/414	0.0034	0.0031	0.0072
总计 Total	292.42/11108	300.85/16251	143.67/7497	0.0263	0.0185	0.0192

2.3 景观格局指数——大区域尺度

通过计算景观格局指数, 可以了解研究区域的景观格局水平, 并且进一步分析得出研究区域的景观变化趋势。表 3 为各保护区内所选区域的景观格局指数, 基本上可以反映整个保护区的景观格局。

平均斑块分维数可以反映景观斑块形状的复杂度, 分维数越大表明斑块形状越复杂^[16]。对于秦岭南坡地区的森林景观, 生

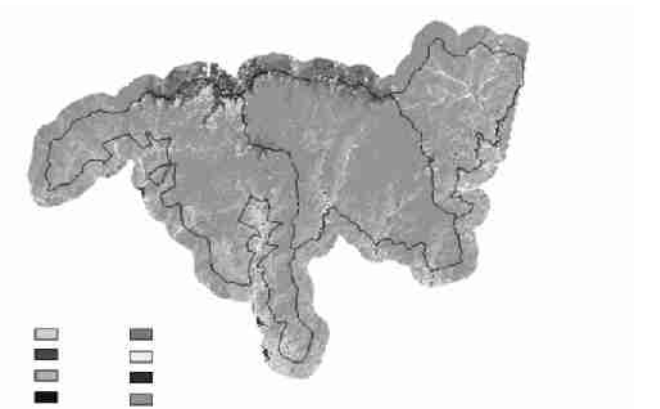


图 3 秦岭中段南坡 3 个保护区(佛坪、长青和观音山)的景观类型图, 8 个类型为针叶林(CF)、针阔混交林(MBC)、阔叶林(BF)、竹林(BAM)、灌木和草地(SGH)、农田和居住地(FS)、岩石和裸地(RB)、水域(WA)

Fig. 3 Distribution map of landscape types in the southern slope of the middle Qinling Mountains (including Foping, Changqing and Guanyinshan Nature Reserves). The eight landscape classes are conifer forest (CF), mixed broadleaf and conifer forest (MBC), broadleaf forest (BF), bamboo forest (BAM), shrub-grass-herb land (SGH), farmland and settlement (FS), rock and barren land (RB), water area (WA)

境自然演化使斑块形状趋于复杂,而人为干扰会使斑块形状变得简单和规则^[30]。各保护区中斑块分维数较小的保护区是观音山保护区,说明这里景观斑块形状较为简单;佛坪保护区斑块分维数最大,景观斑块形状相对复杂;;长青保护区斑块分维数介于佛坪保护区和观音山保护区之间。

生境破碎化是现存景观的一个重要特征,并与自然保护努力紧密相关,许多濒危物种(如大熊猫)需要大面积自然生境才能生存^[7]。破碎度指数可以很好的反映生境破碎化的程度,指数越大说明破碎化程度越强,景观受干扰越为严重^[17]。3个保护区中观音山保护区的整体破碎度指数最高,反映了保护区人类活动干扰很大,生境破碎化程度最高。对于保护时间较长,基本不存在人类活动干扰的佛坪保护区,植被的演替已经发展到相当稳定的顶级群落结构,景观破碎度指数低。在长青保护区,一方面保护起到了一定成效,但另一方面干扰停止后生境的次生演替形成了新的群体斑块,使景观破碎化指数居中(表3)。

香农多样性指数反映了景观结构以及生态系统的复杂性,同时强调景观的丰富度水平^[21],指数大则景观多样性水平高。对于以森林为主要景观类型的秦岭南坡地区,植被的次生演替可以使景观结构趋于复杂,景观丰富度提高;而诸如采伐、开荒等人类活动往往使得景观类型变的单一,丰富度下降。根据各个保护区的香农多样性指数,可以发现佛坪保护区景观多样性水平较高,其次是长青保护区,而观音山保护区则最低。

平均斑块分维数、破碎度指数和香农多样性指数分别从斑块水平,斑块类型水平和景观水平反映了景观格局^[16]。综合各类景观格局指数,可以发现3个保护区的整体景观格局存在着差异。佛坪保护区内景观斑块较为复杂,景观破碎化程度较低,多样性水平较高;观音山保护区内景观斑块较为简单,景观破碎化程度高,多样性水平较低;长青保护区景观破碎化和多样性水平居中。各保护区景观多样性水平的不同与其生境恢复的时间长短和受人为干扰的程度有关,佛坪保护区受保护时间最长,生境恢复已达到稳定状态,景观多样性水平很高,长青保护区经过短时间的恢复,景观多样性水平已经有了一定程度的提高;而观音山保护区才刚刚建立,人类干扰仍比较严重,景观较为破碎化,多样性水平很低。

2.4 大熊猫活动密度格局与景观格局指数的相关性——小区域尺度(1 km²)

从大熊猫活动密度图(图4)中可以看出研究区域中大熊猫活动主要集中在两个区域,分别位于长青保护区北部杉树坪~活人坪区域和佛坪保护区中部火地坝~三官庙区域,这两个区域的大熊猫活动痕迹点密度高达4~6处/km²。其余地区的大熊猫活动痕迹点密度均较低1~2处/km²。观音山保护区大部分地区没有大熊猫活动迹象,仅在西部与佛坪保护区接壤的地区有少量大熊猫活动。结合景观类型图,发现大熊猫活动痕迹点密度高的地方也正是人类活动少,生境较为完整的区域;而生境较为恶劣、各景观要素斑块细碎的地区,以及距离农田和居民点较近、人类活动较频繁、对生境干扰较多的地区,大熊猫活动痕迹点密度相对较低。

图5为各自然保护区景观格局指数格网分布图,可以发现各种景观格局指数在不同保护区内分布有明显的差异:(1)平均斑块分维数(图5a)在长青保护区南部,佛坪保护区大部分地区呈现较高数值,而在长青保护区北部和观音山保护区数值较低;(2)破碎度指数(图5b)在佛坪保护区大部分地区数值较低,而在长青保护区北部和南部、以及观音山保护区东部、南部数值较高;(3)香农多样性指数(图5c)在长青保护区东北部,佛坪保护区西北部 and 东部,观音山保护区大部分地区呈现较高数值,而在长青保护区中部和佛坪保护区中部数值较低。

景观格局指数分布的差异性可以反映出各保护区内部不同地域人为干扰和生境恢复程度的差异。在佛坪保护区内,大部分地区经过长期的保护,生境已经恢复完整,各类景观要素趋于融合,景观斑块分维数很高,破碎度指数较低,但在南部距离居民点较近的地区,仍有小部分受到人为干扰而使得景观破碎化较为明显。在长青保护区,大部分地区都经过砍伐和人工育林,经过5a多的恢复,生境景观得到了一定程度的改善,但景观类型

表3 秦岭中段南坡3个保护区(佛坪、长青和观音山)景观格局指数,包括平均斑块分维数、破碎度指数和香农多样性指数

Table 3 Landscape indices of the three nature reserves (Foping, Changqing and Guanyinshan) in the southern slope of the middle Qinling Mountains. Landscape indices are MPFD, FN and SDI

保护区 Reserve	平均斑块分 维数 MPFD	破碎度指数 FN	香农多样性 指数 SDI
佛坪 Foping	1.438472	0.165093	1.491367
长青 Changqing	1.431000	0.218743	1.441111
观音山 Guanyinshan	1.427142	0.321874	1.317902

高,长青保护区经过短时间的恢复,景观多样性水平已经有了一定程度的提高;而观音山保护区才刚刚建立,人类干扰仍比较严重,景观较为破碎化,多样性水平很低。

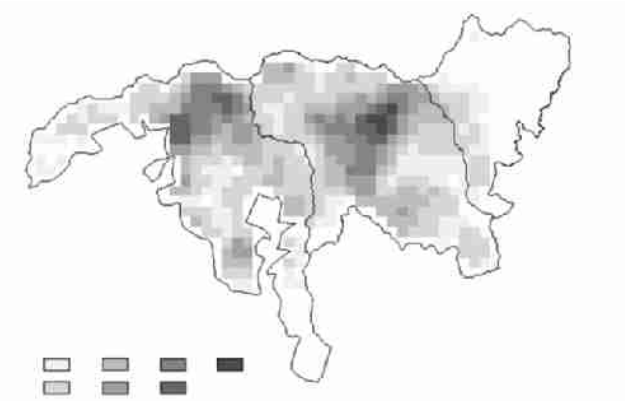


图4 秦岭中段南坡3个保护区(长青、佛坪和观音山)的大熊猫活动痕迹点密度分布格局(1km²密度尺度)

Fig. 4 Distribution pattern of panda activity density in the three reserves (Changqing, Foping and Guanyinshan) in the southern

仍然较为单一, 斑块也较为破碎, 尤其在北部地区和南部靠近居民点的地区, 斑块分维数较低, 破碎度指数很高。观音山保护区建立于 2000 年, 生境还没有得到恢复, 加上当地仍有砍伐、开荒、采药等活动存在, 保护区内大部分地区景观斑块形状较为简单, 景观破碎化程度较为严重。

将景观格局指数分布图和大熊猫活动密度图进行对比分析, 可以发现大熊猫活动密度较高的两个区域景观格局指数分布有所不同。位于长青保护区北部的密集区平均斑块分维数居中(处于 1.40~1.44 之间), 而破碎度指数和香农多样性指数均较高(破碎度指数处于 0.4~1.2 之间, 香农多样性指数处于 1.4~1.8 之间); 而佛坪保护区中部大熊猫活动密集区平均斑块分维数较高(处于 1.44~1.55 之间), 破碎度指数较低(小于 0.25), 香农多样性指数也较低(处于 0.9~1.4 之间)。

根据相关性分析, 发现大熊猫活动痕迹密度分布同各景观指数格局的关系在不同的保护区结果不同(表 4)。在佛坪保护区, 大熊猫活动痕迹密度与平均斑块分维数成显著正相关, 其显著度达 99%, 与香农多样性指数成显著负相关, 显著度达 95%, 而与破碎度指数没有显著关系; 在长青保护区, 大熊猫活动痕迹密度同平均斑块分维数呈显著负相关, 而同破碎度指数和香农多样性指数成显著正相关, 其显著度均达 99%; 在观音山保护区, 大熊猫活动痕迹密度同平均斑块分维数和香农多样性指数均呈显著正相关, 而同破碎度指数成显著负相关。

大熊猫活动痕迹密度同景观格局指数的相关性在不同保护区内的差异也反映生境恢复的不同阶段大熊猫对生境的选择不同。佛坪保护区的生境已经处于十分完整和稳定的状态, 景观斑块的破碎化程度相当低, 对大熊猫的活动已经没有太多的影响; 长青保护区内由于生境在恢复过程中, 植被的次生演替使得原有砍伐后的森林斑块以及人工林斑块中不断出现新的植被斑块, 景观的破碎化程度和多样性水平也随之增高, 同时大熊猫也开始在初步恢复的生境中活动, 因此大熊猫活动密度同破碎度指数、多样性指数均呈正相关; 而在观音山自然保护区, 频繁的人类活动造成景观斑块的破碎化程度很高, 景观类型变得单一, 多样性很低, 大熊猫倾向于在破碎度较低, 景观多样性较高的地区活动; 所以大熊猫活动密度同破碎度指数呈负相关而同多样性指数呈正相关。

3 结论

景观异质性和多样性分别从景观生态学和生物学角度反映了生境的结构、复杂度和适宜性^[6, 22, 23]。景观格局也反映了生境

的质量和受干扰的程度。秦岭南坡地区景观格局的分析结果表明了佛坪、长青和观音山 3 个自然保护区的景观格局存在着显著的差异性。佛坪保护区景观多样性水平较高, 受人为干扰影响程度较低, 维持自然状态程度高; 观音山保护区景观多样性水平较低, 受人为干扰影响程度较高; 长青保护区则介于两者之间。利用格网法对 1km² 空间尺度区域进行景观格局分析, 发现各保护区内景观破碎化程度和多样性水平也是不均衡的, 并且人类活动对不同保护区景观格局的形成有很大的影响。

人为干扰和植被的次生演替是森林景观变化的主要影响因素。人类活动产生大量的干扰斑块, 往往使得景观斑块破碎化加剧, 景观类型变得单一, 景观多样性水平下降; 随着人为干扰对生境的不断破坏, 许多需要大面积完整生境的大型动物(如大熊猫)会逐渐远离受干扰的生境, 在秦岭南坡, 由于人类活动多处于低海拔地区, 使得多数大熊猫在高海拔地区活动, 形成了“山岛”现象。生境恢复过程中, 随着植被的次生演替, 受干扰斑块中会出现新的植被斑块, 这一过程往往使得景观斑块变得破碎, 但

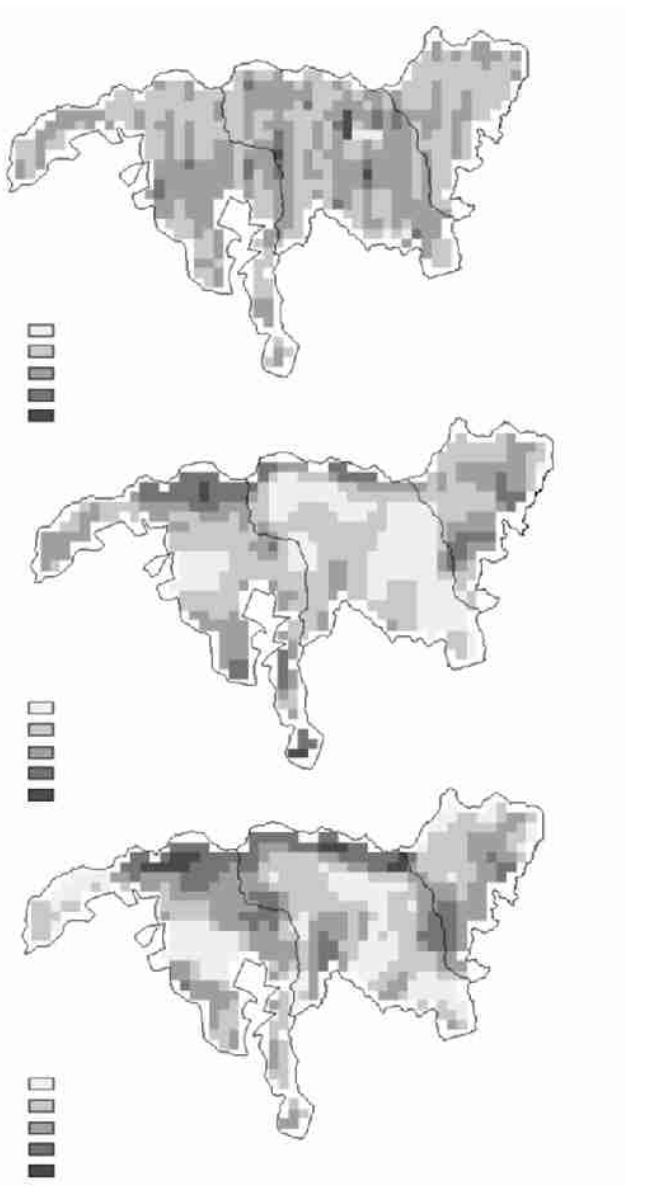


图 5 秦岭中段南坡 3 个保护区(佛坪、长青和观音山)的景观指数空间分布图(1km² 格网尺度)

Fig. 5 Distribute pattern of landscape indices in three nature reserves (Foping, Changqing and Guanyinshan) in the southern slope of the middle Qinling Mountains (cells size: 1 km²)

a. 平均斑块分维数 MPFD; b. 破碎度指数 FN; c. 香农多样性指数 SDI

新植被斑块的出现使得景观多样性水平不断提高,同时大熊猫也开始重新利用逐渐恢复的生境;经过长时间恢复后,干扰斑块逐渐被新生斑块所溶合,景观斑块破碎化程度不断下降,生境恢复到稳定的状态。

表 4 秦岭中段南坡 3 个保护区(佛坪、长青和观音山)大熊猫活动密度分布格局同景观格局指数分布的相关性分析

Table 4 Analysis of correlations between panda activity density pattern and landscape indices pattern in three nature reserves (Foping, Changqing and Guanyinshan) in the southern slope of the middle Qinling Mountains

保护区 Nature reserves	平均斑块分维数 <i>MPFD</i>			破碎度指数 <i>FN</i>			香农多样性指数 <i>SDI</i>		
	佛坪	长青	观音山	佛坪	长青	观音山	佛坪	长青	观音山
	Foping	Changqing	Guanyinshan	Foping	Changqing	Guanyinshan	Foping	Changqing	Guanyinshan
相关系数值 Correlation ratio	0.199	-0.188	0.299	0.056	0.205	-0.255	-0.123	0.454	0.285
显著度 Significant	0.001	0.005	0.001	0.367	0.002	0.007	0.047	0.0001	0.002

通过对研究区域内大熊猫活动情况和景观格局分布进行相关性分析,发现大熊猫活动痕迹密度同各景观格局指数之间存在显著的相关性,并且在不同的保护区内相关系数有所不同。这说明大熊猫选择栖息地时在一定程度上受生境景观格局的影响,并且在不同保护区其影响水平不同。利用这一相关性可以辅助秦岭南坡地区大熊猫栖息地的生境适宜性评价;另外对秦岭南坡的景观格局分析还有助于寻找适宜大熊猫活动的潜在生境,从而指导自然保护区的设计及其保护管理。

References:

[1] Forman RTT, Gordon M. *Landscape Ecology*. New York: John Wiley and Sons, 1986.

[2] Li H B, Wu Y G. *Quantitative methods of landscape ecology*. In: Liu J G ed. *Introduction of Modern Ecology*. Beijing: China Science and Technology Press, 1992. 204 ~ 234.

[3] Xiao D N, Li X Z. Forefronts and future strategies of landscape ecology. *Acta Ecologica Sinica*, 2003, **23**(8): 1615 ~ 1621.

[4] IALE-China Chapter, translated. *Issues in Landscape Ecology*. Changsha: Hunan Science and Technology Press, 2000. 87 ~ 92.

[5] Zhou H F, Fu B J. Ecological structure of landscape and biodiversity protection. *Sci. Geogra. Sin.*, 1998, **18**(5): 472 ~ 478.

[6] Li X W, Hu Y M, Xiao D N. Landscape ecology and biodiversity conservation. *Acta Ecologica Sinica*, 1999, **19**(3): 399 ~ 407.

[7] Liu X H. *Mapping and Modeling the Habitat of Giant Pandas in Foping Nature Reserve, China*. The Netherlands: FEBODRUK BV, Enschede, 2001.

[8] Wang H, Li S G, Pan W S. Population viability analysis of Giant Panda (*Ailuropoda melanoleuca*) in Qinling Mountains. *Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Pekinensis*, 2002, **38**(6): 756 ~ 761.

[9] Wang D X, Liu J J, Chen H B. A study on the population structure and dynamics of *Pinus armandii* in Qinling forest region. *Journal of Northwest Forestry University*, 1999, **14**(1): 48 ~ 53.

[10] Gao J R, Xiao B, Chen H B, *et al.* Study on the structure characteristics and regeneration dynamics of Chinese Spruce forests in Qinling Mountains. *Scientia Silvae Sinicae*, 2000, **36**(1): 104 ~ 109.

[11] Pan W S, L Z, Wang D J, *et al.* *A Chance for Lasting Survival*. Beijing: Peking University Press, 2000. 1 ~ 110.

[12] Li S J, Zeng H. The utilities of remote sensing technique in landscape study. *J. Rem. Sens.*, 2002, **6**(3): 233 ~ 240.

[13] Liu H Y. Application of geographical information system to studies of landscape ecology. *Acta Geogr. Sin.*, 1995, **50**(Supplement): 105 ~ 111.

[14] Roy H Y, David R G and Stephen H C. *Landscape Ecology and GIS*. Great Britain: T. J. Press Ltd, 1996.

[15] Chen W B, Xiao D N, Li X Z. Classification, application and creation of landscape indices. *Chin. J. Appl. Ecol.*, 2002, **13**(1): 121 ~ 125.

[16] Wu J G. *Landscape Ecology, Pattern, Process, Scale and Hierarchy*. Beijing: Higher Education Press, 2000. 96 ~ 119.

[17] Fu B J, Chen L D, Ma K M, *et al.* *Principles and Applications on Landscape Ecology*. Beijing: Press of Science, 2001. 202 ~ 207.

[18] L Y H, Fu B J. Ecological scale and scaling. *Acta Ecologica Sinica*, 2001, **21**(12): 2097 ~ 2105.

[19] Xiao D N, Bu R C, Li X Z. Special ecology and landscape heterogeneity. *Acta Ecologica Sinica*, 1997, **17**(5): 453 ~ 461.

[20] Satu L, Jari K. Scale and dynamics of a transforming forest landscape. *Forest Ecology and Management*, 2003, **175**(1): 247 ~ 252.

[21] Harini N. Opposite trends in response for the Shannon and Simpson indices of landscape diversity. *Applied Geography*, 2002, **22**(2): 175 ~ 186.

[22] Fu B J, Chen L D. Landscape diversity types and their ecological significance. *Acta Geogr. Sin.*, 1996, **51**(5): 454 ~ 462.

[23] Zhao Y T, Yu X X, Guan W B. Review on landscape heterogeneity. *Chin. J. Appl. Ecol.*, 2002, **13**(4): 495 ~ 500.

参考文献:

[2] 李哈尔滨, 伍业刚. 景观生态学的数量研究方法. 见: 刘建国编. 当代生态学博论. 北京: 中国科学技术出版社, 1992. 204 ~ 234.

[3] 肖笃宁, 李秀珍. 景观生态学的学科前沿与发展战略. 生态学报, 2003, **23**(8): 1615 ~ 1621.

[4] 国际景观生态学会中国分会译. 景观生态学论坛. 长沙: 湖南科学技术出版社, 2000. 87 ~ 92.

[5] 周华锋, 傅伯杰. 景观生态结构与生物多样性保护. 地理科学, 1998, **18**(5): 472 ~ 478.

[6] 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.

[8] 王昊, 李松岗, 潘文石. 秦岭大熊猫 (*Ailuropoda melanoleuca*) 的种群存活力分析. 北京大学学报(自然科学版), 2002, **38**(6): 756 ~ 761.

[9] 王得祥, 刘建军, 陈海滨. 秦岭林区华山松种群结构与动态研究. 西北林学院学报, 1999, **14**(1): 48 ~ 53.

[10] 高甲荣, 肖斌, 陈海滨, 等. 秦岭山地云杉林结构特征与更新动态的研究. 林业科学, 2000, **36**(1): 104 ~ 109.

[11] 潘文石, 吕植, 王大军, 等. 继续生存的机会. 北京: 北京大学出版社, 2000. 1 ~ 110.

[12] 李书娟, 曾辉. 遥感技术在景观生态学研究中的应用. 遥感学报, 2002, **6**(3): 233 ~ 240.

[13] 刘海燕. GIS 在景观生态学研究中的应用. 地理学报, 1995, **50**(增刊): 105 ~ 111.

[15] 陈文波, 肖笃宁, 李秀珍. 景观指数分类、应用及构建研究. 应用生态学报, 2002, **13**(1): 121 ~ 125.

[16] 邬建国. 景观生态学——格局、过程、尺度与等级. 北京: 高等教育出版社, 2000. 96 ~ 119.

[17] 傅伯杰, 陈利顶, 马克明, 等. 景观生态学原理及应用. 北京: 科学出版社, 2001. 202 ~ 207.

[18] 吕一河, 傅伯杰. 生态学中的尺度和尺度转换方法. 生态学报, 2001, **21**(12): 2097 ~ 2105.

[19] 肖笃宁, 布仁藏, 李秀珍. 生态空间理论与景观异质性. 生态学报, 1997, **17**(5): 453 ~ 461.

[22] 傅伯杰, 陈利顶. 景观多样性的类型及其生态意义. 地理学报, 1996, **51**(5): 454 ~ 462.

[23] 赵玉涛, 余新晓, 关文彬. 景观异质性研究评述. 应用生态学报, 2002, **13**(4): 495 ~ 500.