

李笑颖,李佳琦,万雅琼,等.基于红外相机技术的亚热带森林生态系统花面狸活动节律及占域研究[J].江西师范大学学报(自然科学版) 2023 47(5): 539-550.

LI Xiaoying ,Li Jiaqi ,WAN Yaqiong ,et al.The study on the activity rhythm and occupation of masked palm civet Insubtropical forest ecosystem based on infrared camera technology [J]. Journal of Jiangxi Normal University(Natural Science) 2023 47(5): 539-550.

文章编号: 1000-5862(2023) 05-0539-11

基于红外相机技术的亚热带森林生态系统 花面狸活动节律及占域研究

李笑颖¹ 李佳琦² 万雅琼² 李言阔^{1*} 单继红³ 王振宇⁴ 邵瑞清⁵ 张 超¹ 马钲焱¹

(1.江西师范大学生命科学学院,江西 南昌 330022; 2.生态环境部南京环境科学研究所,江苏 南京 210042;

3.江西省野生动植物保护中心,江西 南昌 330006; 4.江西省亚热带植物资源保护与利用重点实验室,

江西 南昌 330022; 5.江西省林业科学院,江西 南昌 330013)

摘要: 为了解花面狸的活动节律及其生境选择情况,2017 年 2 月—2019 年 10 月,利用红外相机技术对江西省九岭山国家级自然保护区、齐云山国家级自然保护区和桃红岭梅花鹿国家级自然保护区的花面狸进行了监测,分析了其活动节律,并利用占域模型分析了其生境选择特征.研究结果表明: 1) 除桃红岭保护区外花面狸的年活动节律均存在显著季节性差异,总体上夏季活动最频繁,其次是春季和秋季,冬季活动最少;但九岭山保护区的花面狸春季活动最频繁.2) 花面狸呈现出明显的夜行性,活动高峰期为 18: 00~6: 00,且春季和冬季、夏季和冬季的日活动节律存在显著差异;重叠系数在春季和夏季最高.3) 占域模型分析结果显示,影响九岭山和齐云山保护区花面狸占域率的主要因素是植被增强型指数(EVI),占域率随 EVI 的增大而增大;对桃红岭保护区花面狸占域率影响相对较大的是坡度,且占域率随坡度的增加而增大.

关键词: 红外相机监测;花面狸;活动节律;占域模型

中图分类号: TP 311 文献标志码: A DOI: 10.16357/j.cnki.issn1000-5862.2023.05.14

0 引言

花面狸(*Pagumalarvata*) 属于食肉目(Carnivore)、灵猫科(Viverridae)^[1],因其面部白斑与面颊及眼周的黑褐色形成“花面”而得名.花面狸分布范围广泛,在中国北至北京,南至整个南方地区上均有分布,并且在巴基斯坦、印度尼西亚、泰国、印度、孟加拉国等东南亚国家中均有分布^[2].目前国内对花面狸的研究主要集中于人工饲养技术、饲养管理和疾病防治等人工养殖领域中^[3-5].迄今为止,国内外有关

花面狸的生态研究相对较少.Zhou Youbing 等^[6]利用无线电遥测技术分析了花面狸的空间利用模式和活动节律,H. Harumi^[7]研究了花面狸的食性,王健等^[8]研究了花面狸的栖息地选择.对花面狸的生态学研究较少,这可能与花面狸昼伏夜出的习性有关.因为研究技术限制,所以夜间很难对花面狸进行观测.

近年来,红外相机技术在野生动物生态研究中得到了广泛应用.红外相机技术也被称为红外线触发自动数码相机陷阱技术,是典型的无人自动拍摄技术,恒温动物自身的热量能触发其感应器,相机

收稿日期: 2023-03-23

基金项目: 国家自然科学基金(31460107) 资助项目.

通信作者: 李言阔(1979—),男,山东临沂人,教授,博士,主要从事动物行为生态学研究.E-mail: liyankuo@ 126.com

完成对动物的照片或视频拍摄,从而记录下动物的种类、数量和行为等信息^[9-10]。由于红外相机技术具有全天候、无损伤、高隐蔽度、成本低、观察周期长等优点,因而被广泛运用于野生动物监测、保护以及动物行为生态学研究^[11],其中估算动物种群数量、分析物种分布区域及其活动节律是红外相机技术应用的重点^[12]。

占域模型(site occupancy model)作为一种新的模型方法,它是由 D.I. Mackenzie 等^[13]提出的,该模型可用于评估物种栖息地使用、空间分布情况及不同环境因素对物种占域状态的影响^[14]。现已越来越多地被用于野生动物监测中。在这种背景下,本文将红外相机和占域模型技术相结合,分析了花面狸在不同季节中的活动强度、活动节律、空间分布及其影响因素。研究结果有利于更好地了解花面狸的活动节律及栖息地偏好,为开展进一步的研究和保护提供科学依据。

1 研究方法

1.1 研究地区概况

本研究在江西省九岭山国家级自然保护区(简称九岭山保护区)、齐云山国家级自然保护区(简称齐云山保护区)和桃红岭梅花鹿国家级自然保护区(简称桃红岭保护区)3个国家级自然保护区内开展了花面狸红外相机监测(见图1)。

九岭山保护区($28^{\circ}49' \sim 29^{\circ}03'N$, $115^{\circ}03' \sim 115^{\circ}24'E$)地处幕阜山脉与九岭山脉腹地,位于江西省靖安县境内,保护区总面积为 $11\,541\text{ hm}^2$,其中核心区面积为 $4\,334\text{ hm}^2$ 、缓冲区面积为 $3\,461\text{ hm}^2$ 、实验区面积为 $3\,746\text{ hm}^2$,森林覆盖率达 97.82% ^[15]。气候温暖湿润,属亚热带季风区,雨量充沛,光照充足。年平均气温 $14.1 \sim 17.0\text{ }^{\circ}\text{C}$,年平均降水量为 $1\,653\text{ mm}$,年平均蒸发量为 $1\,053.3\text{ mm}$,年日照时数为 $1\,872.6\text{ h}$ ^[16]。

齐云山保护区($25^{\circ}24' \sim 25^{\circ}55'N$, $113^{\circ}55' \sim 114^{\circ}38'E$)位于崇义县西北边缘地带,总面积为 $17\,105\text{ hm}^2$,其中实验区面积为 $8\,675\text{ hm}^2$ 、缓冲区面积为 $2\,750\text{ hm}^2$ 、核心区面积为 $5\,680\text{ hm}^2$ 。森林覆盖率达 97.6% ,主要植被类型有常绿阔叶林、常绿与

落叶阔叶混交林、山地矮林、针叶林、竹林等^[17]。保护区地处中低纬度,地形地貌复杂,最高峰海拔为 $2\,061.3\text{ m}$,最低处海拔为 300.0 m ,相对高度差为 $1\,761.3\text{ m}$ 。气候属于中亚热带季风湿润区气候,温暖湿润,雨量充沛,年均气温 $17\text{ }^{\circ}\text{C}$,年均降雨量 $1\,750\text{ mm}$,年日照时数 $1\,374.8\text{ h}$ ^[18]。

桃红岭保护区($29^{\circ}42' \sim 29^{\circ}53'N$, $116^{\circ}32' \sim 116^{\circ}43'E$)位于长江中下游南岸、江西省最北部彭泽县境内。保护区总面积为 $12\,500\text{ hm}^2$,其中核心区面积为 $2\,670\text{ hm}^2$,实验区面积为 $1\,830\text{ hm}^2$,缓冲区面积为 $8\,000\text{ hm}^2$ 。属亚热带季风气候类型,全年季节性变化明显,日照充足,雨量充沛,年平均降水量为 $1\,300\text{ mm}$ 左右,年平均气温为 $15.1\text{ }^{\circ}\text{C}$,年日照时数为 $2\,043.6\text{ h}$ ^[19]。主要植被类型包括草丛、灌丛、针叶林、阔叶林以及竹林等。地貌为平缓起伏的低山丘陵,海拔多在 $100 \sim 500\text{ m}$ 之间。主要保护对象是华南梅花鹿及其生态系统,目前分布有中国最大的野生华南梅花鹿种群^[20]。

根据当地的气候特征,将四季划分如下:3~5月为春季,6~8月为夏季,9~10月为秋季,12月~翌年2月为冬季。

1.2 红外相机的布设

利用地理信息系统将九岭山、齐云山和桃红岭保护区分别划分为若干个 $1\text{ km} \times 1\text{ km}$ 的网格,然后随机抽取3个监测区,其中在保护区内2个、在保护区外1个,每个监测样区选取20个连续网格作为监测点,每个网格布设1台红外相机,每个保护区共安装60台相机。在实际安装过程中,考虑人为干扰与动物活动特点,将相机布设在动物活动痕迹较多的地点(如兽径、水源点、取食点等)统一设置相机参数为3照片+1视频模式,拍摄间隔1s,视频时长10s。将相机固定于距地面 $0.5 \sim 1.0\text{ m}$ 的树干上,镜头与地面尽量保持平行、避免阳光直射,合理清除周围遮挡物,防止视野遮挡。相机需间隔至少 500 m ,以免重复拍摄。

2 数据管理及分析方法

2.1 照片收集与处理

查看红外相机拍摄到的数据(视频和照片),

删除未拍到野生动物的照片和视频,通过Bio-Photo V 2.1 软件将整理好的照片汇总生成相应的 Excel 表格,除表格自动生成的文件编号、文件格式、拍摄日期、拍摄时间和相机工作日等内容外,手动添加对象类别、物种名称、独立探测数、物种性别、物种数量.根据拍摄对象的类型把每条记录的“对象类别”分为5类:兽类、鸟类、工作人员、其他、空^[21].兽类鉴定参照《中国兽类野外手册》^[22].设定将同一台红外相机30 min内拍摄到的首张同一物种照片作为一次独立有效探测,同一位点的红

外相机在野外连续工作24 h 定义为1个相机工作日^[23].

2.2 年活动节律分析

使用公式 $M_{RAI} = M_i / N \times 100$ 计算月相对多度指数(monthly relative abundance index, MRAI),分析花面狸的年活动规律^[24],其中 M_i 代表第 i 月($i = 1, 2, \dots, 12$) 拍摄到花面狸的独立有效照片数, N 表示在调查期间所有红外相机获得的独立有效照片总数.

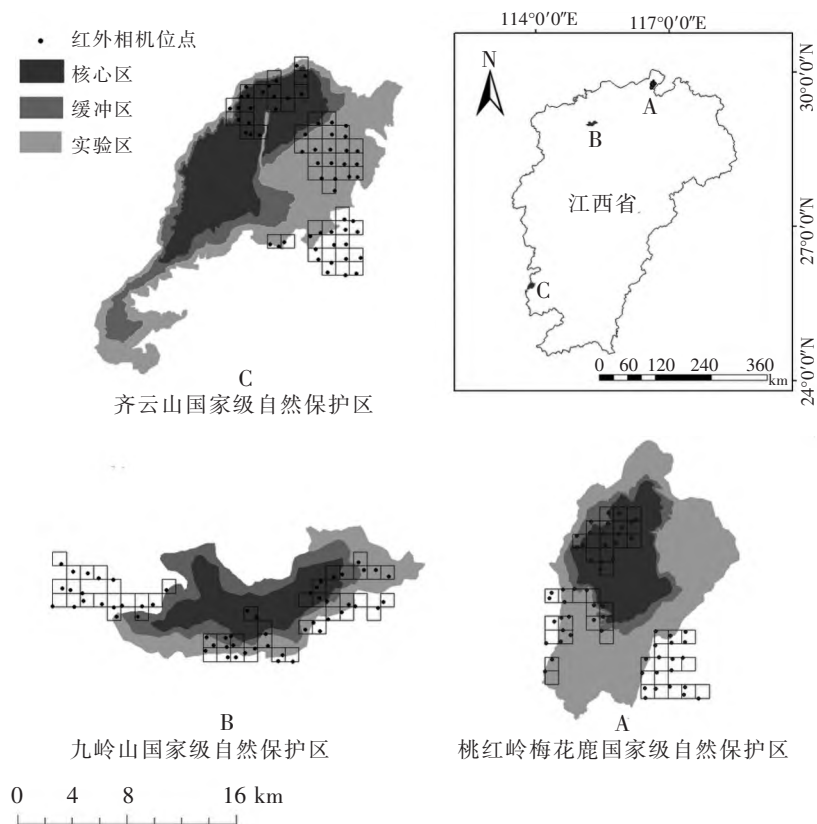


图1 研究区位置及相机位点

2.3 日活动节律及季节性差异分析

对所有数据进行单样本 K-S (one-sample kolmogorov-smirnov test) 正态性检验,对符合正态分布的样本应用 t 检验方法进行分析,对不符合正态分布的样本应用 Mann-Whitney U 检验方法进行分析.

采用核密度估计方法(kernel density estimation)描述花面狸的日活动节律模式,该方法认为物种的每次探测是从连续的日活动节律分布中采集的随机样本.这个日活动节律分布描述了该物种在某个特定时间段内被探测到的概率,横轴为时间,纵轴

(密度)为在该时间点上物种被探测到的概率,在曲线下面积的积分值为1^[25].同时,为了比较不同季节花面狸日活动节律的差异,利用重叠指数判断样本间的核密度曲线相似程度,以估计样本间的日活动节律对称重叠程度(Δ),取值范围为0(无重叠)~1(完全重叠).核密度估计和重叠指数均根据独立有效照片数进行分析.相关数据分析和处理在 SPSS 21.0 和 Excel 软件中进行,日活动节律模型通过 R 软件的“overlap”统计包^[26]来完成.

2.4 夜行性分析

根据研究地区的气候特点,以 18:00—06:00

作为夜间时间段,利用夜间相对丰富度计算花面狸夜间活动时间占总日长的比例,进一步分析在研究区内花面狸的夜行性,计算公式^[27]为 $I_{\text{NRA}} = D/N$,其中 D 为夜间时间段花面狸的独立有效照片数, N 为花面狸的独立有效照片总数.若 $I_{\text{NRA}} > 13/24$,则花面狸具有夜行性,反之则具有昼行性,接近则认为其夜行性不明显.

2.5 拍摄率

用拍摄率计算花面狸在不同生境和海拔中的相对多度,其计算公式^[28]为 $C_R = N/T \times 100$,其中 N 为拍摄到的花面狸独立照片数量, T 为有效工作日.

2.6 占域模型基本原理及数据分析

占域模型原理基于似然函数,通过分析在一段时间内目标物种出现或未出现的数据,可以对占域率和探测率进行最大似然估计^[29].在物种调查过程中采用“1”和“0”代表目标物种出现和未出现的记录,并建立一个观测历史.占域率和探测率是模型的2个重要评估参数,占域率是指调查样点被物种占据的概率,即该物种在栖息地中分布的比例,用 ψ 表示.这里的占域率一般指模型估计的占域率,而实际占域率指的是在野外调查中实际得到的占域率,即所拍摄物种的相机位点数占总相机位点数的比例.探测率指的是物种在研究区域内被发现的概率,即在某样点的一次调查中某物种被探测到的概率,用 p 表示.

考虑到花面狸的年活动节律情况及3个保护区的气候特征,本研究选取6—9月的监测数据建立单季节占域模型.以10 d作为1次探测周期对其建立观测历史,本次调查期间共进行了12次探测,即重复调查了12次.引入海拔高度、增强型植被指数(enhanced vegetation index, EVI)、坡度和与最近居民点的距离作为样点协变量,以海拔高度和 EVI 作为探测协变量.其中海拔高度、坡度、EVI 指数从地理空间云网站上下载 Landsat8 卫星的 DEM 数据,并通过 ENVI5.3 进行辐射定标和大气校正后在 ArcGIS10.2 中利用相机位点提取获得.与最近居民点的距离利用 Landsat8 卫星影像提取居民点信息后

在 ArcGIS 10.2 中的 near 工具上测算获得.在建立模型之前,将连续变量在 SPSS 中进行标准化处理,并采用 person 相关性分析检验数据间的相关性,然后将不显著相关的变量随机组合建立模型.基于赤池信息准则(AIC)值对候选模型进行排序,AIC 值最低的为最优模型,AIC 值的差小于2的2个模型为同等重要的等效模型,并比较所有协变量累加的等效模型,认为合计权重 >0.5 的协变量对花面狸栖息选择具有显著影响^[30-31].

3 研究结果

3.1 年活动规律

3个保护区数据汇总得出不同季节花面狸独立有效照片数分别为春季106张、夏季120张、秋季67张、冬季22张,计算得出相对多度指数:春季 $M_{\text{RAI}} = 33.65$ 、夏季 $M_{\text{RAI}} = 38.10$ 、秋季 $M_{\text{RAI}} = 21.27$ 、冬季 $M_{\text{RAI}} = 6.98$. t 检验分析结果表明花面狸全年活动有显著的季节性变化($t = 3.58$, $d_f = 3$, $P = 0.037$).由图2可知夏季活动最为频繁,其次是春季、秋季,冬季活动最少.

九岭山保护区相对多度指数在4—5月、7月及9月较高,在7月达到峰值,其值为16.77,在1月最低,其值仅为0.62.各季节相对多度指数为春季 $M_{\text{RAI}} = 34.78$ 、夏季 $M_{\text{RAI}} = 32.92$ 、秋季 $M_{\text{RAI}} = 27.95$ 、冬季 $M_{\text{RAI}} = 4.35$. t 检验结果表明年活动有显著季节性变化($t = 3.55$, $d_f = 3$, $P = 0.038$).

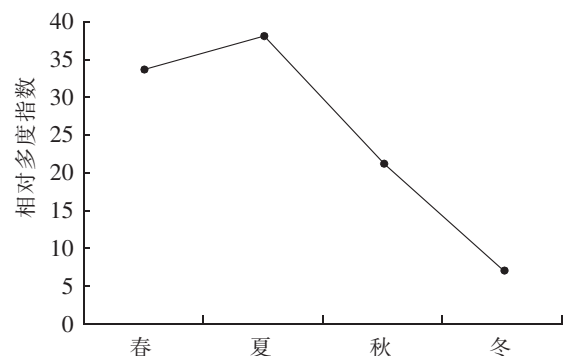


图2 3保护区花面狸活动节律的季节性差异

齐云山保护区相对多度指数除1—2月,11—12月较低外,其他月份较为平均,在7月达到峰值,其值为20.49,在11月最低,其值仅为0.82.各季节相

对多度指数为春季 $M_{RAI} = 31.15$ 、夏季 $M_{RAI} = 40.16$ 、秋季 $M_{RAI} = 16.39$ 、冬季 $M_{RAI} = 12.30$ 。t 检验结果表明年活动有显著季节性变化 ($t = 3.86$, $d_f = 3$, $P = 0.031$)。

桃红岭保护区相对多度指数在 4—8 月较高, 在 5 月和 8 月达到峰值, 其值均为 21.88, 在 1—3 月及 10—12 月均没有任何活动记录, 其值为 0。各季节月相对多度指数为春季 $M_{RAI} = 37.50$ 、夏季 $M_{RAI} = 56.25$ 、秋季 $M_{RAI} = 6.25$ 、冬季 $M_{RAI} = 0.00$ 。t 检验结果表明年活动无显著季节性变化 ($t = 1.886$, $d_f = 3$, $P = 0.156$)。

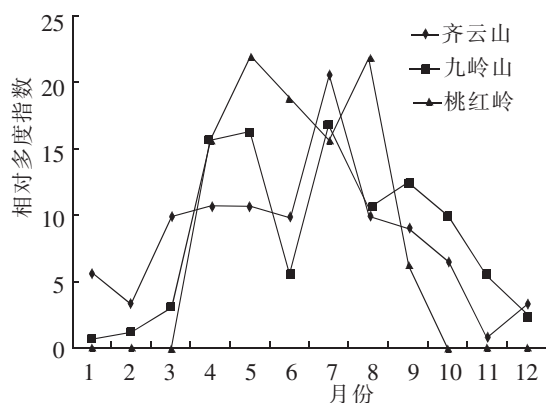


图3 各保护区花面狸的年活动规律

3.2 日活动节律及季节性差异

从整体来看, 花面狸夜行性指数为 0.94, 属于典型夜行性动物。由图 4 可以看出: 花面狸 18:00—6:00 活动频繁, 6:00—18:00 活动强度很小。3 个保护区的花面狸日活动节律不存在显著差异 ($P > 0.05$), 但是活动高峰出现的时间段略有不同 (见图 4), 其中九岭山保护区花面狸活动高峰期为 0:00—4:00 和 19:00—23:00, 齐云山保护区为 0:00—4:00 和 20:00—22:00; 桃红岭保护区为 0:00—3:00 和 19:00—23:00。

不同季节的花面狸日活动高峰期存在差异, 但整体活动模式相似 (见图 5)。其重叠指数在春季和夏季时为最高 ($\Delta = 0.87$), 在春季和秋季时为最低 ($\Delta = 0.72$)。春季和冬季日活动节律差异显著 ($U = 197.000$, $Z = -2.009$, $P = 0.044$), 夏季和冬季日活动节律差异显著 ($U = 158.000$, $Z = -2.793$, $P = 0.005$), 秋季和冬季日活动节律差异显著 ($U = 155.000$, $Z = -2.848$, $P = 0.004$)。春季和夏季、春季和秋季、夏季

和秋季之间差异不显著 ($P > 0.05$)。

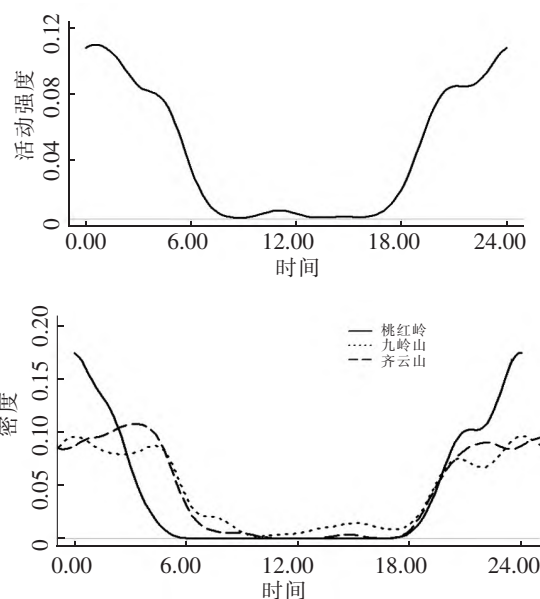
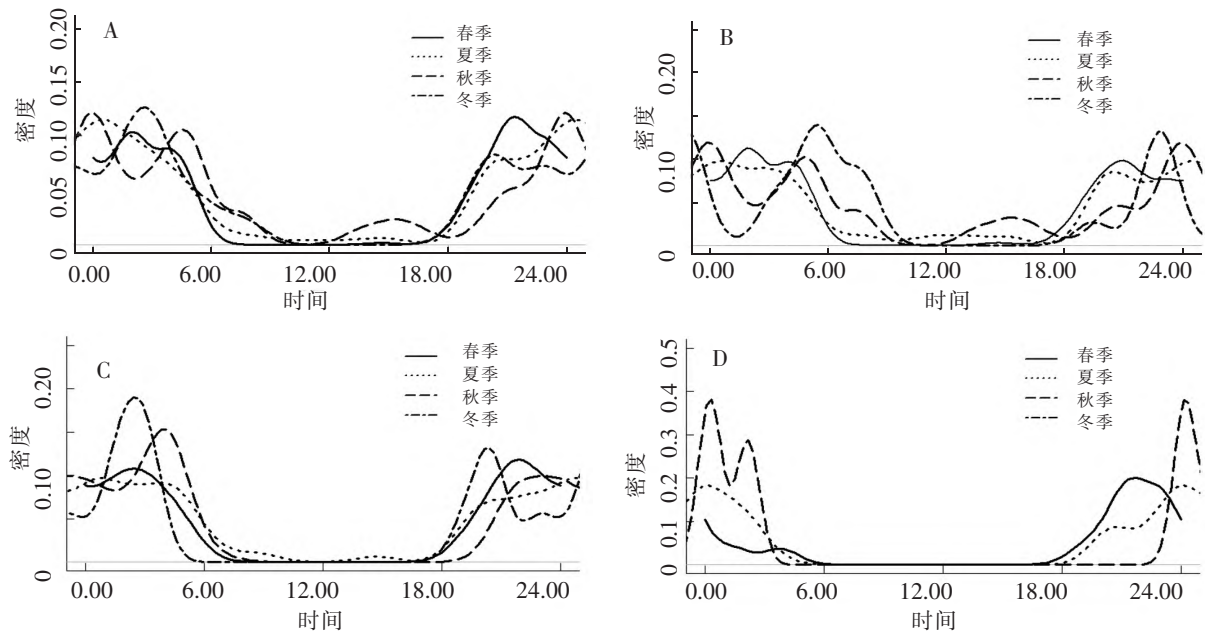


图4 花面狸日活动节律图

从单个保护区来看, 花面狸的日活动节律也存在季节性差异。其中九岭山保护区花面狸日活动节律在春季和夏季时的重叠指数最高 ($\Delta = 0.87$), 在春季和冬季时的最低 ($\Delta = 0.51$)。春季和冬季日活动节律差异显著 ($U = 161.000$, $Z = -2.934$, $P = 0.003$), 夏季和冬季日活动节律差异显著 ($U = 141.000$, $Z = -3.331$, $P = 0.001$), 秋季和冬季日活动节律差异显著 ($U = 111.000$, $Z = -3.932$, $P = 0.000$), 春季和夏季、春季和秋季、夏季和秋季之间差异不显著 ($P > 0.05$)。

齐云山保护区花面狸日活动节律在春季和夏季时的重叠指数最高 ($\Delta = 0.87$), 在秋季和冬季时的最低 ($\Delta = 0.60$)。在夏季和冬季日活动节律差异显著 ($U = 179.000$, $Z = -2.436$, $P = 0.015$), 春季和夏季、春季和秋季、春季和冬季、夏季和秋季、秋季和冬季之间差异不显著 ($P > 0.05$)。

桃红岭保护区花面狸日活动节律在春季和夏季时的重叠指数最高 ($\Delta = 0.67$), 由于冬季拍摄的花面狸数量为 0, 因此春季和冬季、夏季和冬季、秋季和冬季的重叠指数为 0。春季和冬季日活动差异显著 ($U = 204.000$, $Z = -2.824$, $P = 0.005$), 夏季和冬季日活动差异显著 ($U = 192.000$, $Z = -3.050$, $P = 0.002$), 春季和夏季、春季和秋季、夏季和秋季、秋季和冬季之间差异不显著 ($P > 0.05$)。



注: A 表示 3 个保护区不同季节日活动节律, B、C 和 D 分别表示九岭山保护区、齐云山保护区和桃红岭保护区不同季节的日活动节律。

图 5 花面狸日活动节律季节性差异图

表 1 不同研究地区花面狸日活动节律在 4 个季节之间的重叠指数及异同

研究地区	季节	重叠指数	U	Z	P
3 个保护区汇总	春季 vs 夏季	0.87	256.0	-0.675	0.500
	春季 vs 秋季	0.72	280.0	-0.168	0.866
	春季 vs 冬季	0.86	197.0	-2.009	0.044
	夏季 vs 秋季	0.80	247.5	-0.846	0.398
	夏季 vs 冬季	0.85	156.0	-2.793	0.005
	秋季 vs 冬季	0.72	155.0	-2.848	0.004
九岭山保护区	春季 vs 夏季	0.87	284.0	-0.085	0.932
	春季 vs 秋季	0.66	286.5	-0.032	0.975
	春季 vs 冬季	0.51	161.0	-2.934	0.003
	夏季 vs 秋季	0.74	283.5	-0.095	0.924
	夏季 vs 冬季	0.53	141.0	-3.331	0.001
	秋季 vs 冬季	0.66	111.0	-3.932	0.000
齐云山保护区	春季 vs 夏季	0.87	249.0	-0.839	0.402
	春季 vs 秋季	0.82	248.0	-0.913	0.361
	春季 vs 冬季	0.71	224.0	-1.499	0.134
	夏季 vs 秋季	0.82	202.0	-1.889	0.059
	夏季 vs 冬季	0.67	179.0	-2.436	0.015
	秋季 vs 冬季	0.60	258.0	-0.715	0.475

表 1(续)

研究地区	季节	重叠指数	<i>U</i>	<i>Z</i>	<i>P</i>
桃红岭保护区	春季 vs 夏季	0.67	278. 0	-0.251	0.802
	春季 vs 秋季	0.21	235. 0	-1.606	0.108
	春季 vs 冬季	0.00	204. 0	-2.824	0.005
	夏季 vs 秋季	0.56	224. 0	-1.880	0.063
	夏季 vs 冬季	0.00	192. 0	-3.050	0.002
	秋季 vs 冬季	0.00	264. 0	-1.430	0.153

3.3 占域结果

护区中海拔高度和 EVI 具显著相关性 ,在模型中剔除该组合; 在桃红岭保护区中海拔和与最近居民点的距离具相关性 ,在模型中剔除该组合.

Person 相关性检验结果(见表 2) 表明: 九岭山保护区各协变量之间均无显著相关性 ,在齐云山保

表 2 协变量间的相关性检验

保护区	相关系数 <i>r</i>			
	变量	坡度	植被增强型指数(EVI)	与最近居民点的距离
九岭山	海拔高度	0.171	-0.102	-0.086
	坡度		-0.110	0.121
	植被增强型指数(EVI)			0.111
齐云山	海拔高度	0.125	-0.491 **	0.159
	坡度		-0.077	-0.073
	植被增强型指数(EVI)			-0.162
桃红岭	海拔高度	0.041	-0.038	0.509 **
	坡度		0.037	0.051
	植被增强型指数(EVI)			0.236

注: ** 表示在 0.01 水平(双侧) 上显著相关.

通过选择 ,九岭山保护区共获个 5 等效模型 ,其中 $p_{si}(EVI)$ 、 $p(\cdot)$ 为最优模型 ,模型估计的平均占域率为 0.50 ,平均探测率为 0.37; 齐云山保护区共获 6 个模型 ,其中 $p_{si}(EVI)$ 、 $p(\cdot)$ 为最优模型 ,平均占域率为 0.50 ,平均探测率为 0.49; 桃红岭保护区共获 7 个等效模型 ,其中 $p_{si}(NEAR)$ 、 $p(\cdot)$ 为最优模型 ,平均占域率 0.50 ,平均探测率为 0.45(见表 3) .不同协变量对保护区的影响存在差异(见表 4) : 对九岭山花面狸占域率存在显著影响的是 EVI ,然后依次是海拔高度、与最近居民点的距离、坡度; 对齐云山花面狸的占域率存在显著影响的同样是 EVI ,然后依次是海拔高度、坡度、与最近居民点的距离; 而桃红岭保护区各协变量的累积权重均未达到 0.5 ,其中对其影响相对较大的是坡度 ,然后依次是与最近居民点的距离、海拔高度、EVI.

表 3 占域模型选择结果($\Delta AIC < 2$ 的模型)

保护区	模型	ΔAIC	AIC wgt	No.Par	-2L	实际 占域率	模型估算 占域率	标准 误差	探测 率
九 岭 山	$p_{si}(EVI)p(\cdot)$	0.00	0.24	2	154.78	0.47	0.50	0.09	0.41
	$p_{si}(EVI+ELE+NEAR)p(\cdot)$	0.50	0.19	4	151.28	0.47	0.49	0.12	0.21
	$p_{si}(EVI+ELE)p(\cdot)$	1.07	0.14	3	153.85	0.47	0.51	0.20	0.43
	$p_{si}(EVI+SLOPE)p(\cdot)$	1.90	0.09	3	154.68	0.47	0.50	0.13	0.40
	$p_{si}(EVI+NEAR)p(\cdot)$	1.99	0.09	3	154.77	0.47	0.50	0.16	0.40
齐 云 山	$p_{si}(EVI)p(\cdot)$	0.00	0.23	2	228.02	0.60	0.50	0.08	0.49
	$p_{si}(ELE)p(\cdot)$	1.31	0.12	2	229.33	0.60	0.50	0.09	0.49
	$p_{si}(NEAR)p(\cdot)$	1.58	0.10	2	229.60	0.60	0.50	0.07	0.49
	$p_{si}(EVI+SLOPE)p(\cdot)$	1.59	0.10	3	227.61	0.60	0.50	0.12	0.49
	$p_{si}(SLOPE)p(\cdot)$	1.61	0.10	2	229.63	0.60	0.50	0.07	0.49
	$p_{si}(EVI+NEAR)p(\cdot)$	1.99	0.09	3	228.01	0.60	0.50	0.13	0.49
桃 红 岭	$p_{si}(NEAR)p(\cdot)$	0	0.16	2	143.68	0.25	0.49	0.13	0.44
	$p_{si}(SLOPE)p(\cdot)$	0.07	0.16	2	143.75	0.25	0.50	0.14	0.45
	$p_{si}(ELE)p(\cdot)$	0.43	0.13	2	144.11	0.25	0.50	0.10	0.45
	$p_{si}(EVI)p(\cdot)$	0.73	0.11	2	144.41	0.25	0.50	0.11	0.45
	$p_{si}(ELE+SLOPE)p(\cdot)$	1.32	0.08	3	143.00	0.25	0.50	0.21	0.47
	$p_{si}(SLOPE+NEAR)p(\cdot)$	1.4	0.08	3	143.08	0.25	0.50	0.20	0.45
	$p_{si}(EVI+NEAR)p(\cdot)$	1.84	0.07	3	143.52	0.25	0.49	0.19	0.45

注: ΔAIC 为各模型与最佳模型之间 AIC 值的差异; AIC wgt 为 AIC 模型权重; No.Par 为参数个数; -2L 为负似然对数的 2 倍; NEAR 为与最近居民点的距离; SLOPE 为坡度; ELE 为海拔高度; EVI 为植被增强型指数.

表 4 影响花面狸占域率和探测率协变量的估计值和标准误差

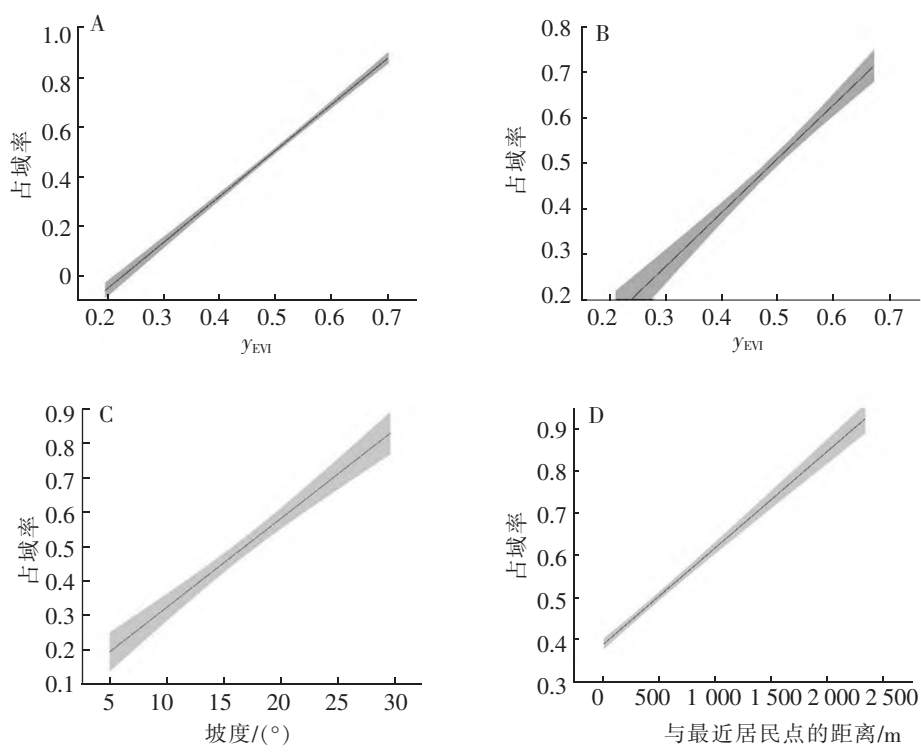
保护区	模型成分	协变量	估计值	标准误差
九 岭 山	占域率	植被增强型指数(EVI)	1.03	0.61
		海拔高度	0.27	0.64
		坡度	-0.27	0.44
	探测率	与最近居民点的距离	-0.02	0.53
		海拔高度	-0.68	0.23
		植被增强型指数(EVI)	-0.49	0.17
		植被增强型指数(EVI)	0.56	0.47
齐 云 山	占域率	海拔高度	-0.26	0.44
		坡度	0.07	0.36
		与最近居民点的距离	-0.10	0.38
	探测率	海拔高度	0.21	0.19
		植被增强型指数(EVI)	-0.40	0.16

表 4(续)

保护区	模型成分	协变量	估计值	标准误差
桃红岭	占域率	植被增强型指数(EVI)	-0.03	0.58
		海拔高度	0.29	0.58
	探测率	坡度	0.58	0.84
		与最近居民点的距离	0.57	0.92
		海拔高度	-0.13	0.15
		植被增强型指数(EVI)	-0.07	0.21

九岭山及齐云山保护区花面狸占域率均随 EVI 的增大而显著增大(见图 6) ,而探测率却随 EVI 的增大而减小(见表 4) .桃红岭保护区占域率随坡度

及与最近居民点的距离的增大而增大(见图 6) ,随 EVI 的增大而减小(见表 4) .



注: A 为九岭山保护区 ,B 为齐云山保护区 ,C、D 为桃红岭保护区.

图 6 不同保护区基于最优模型的环境变量对花面狸占域率的影响

5 讨论

5.1 年活动规律

从总体来说 ,花面狸年活动规律存在显著季节性差异.桃红岭保护区未表现出显著季节性差异 ,其原因可能是该保护区拍摄的独立有效照片数较少导致分析结果的不准确.花面狸活动频率在夏季时最为频繁 ,其次是春季 ,秋季次之 ,冬季最少.这与之前 Bu hongliang 等^[32]的研究结果一致.造成这种差

异的原因可能有以下 3 个方面: 1) 花面狸的发情行为和繁殖活动.研究表明每年的 2~5 月是花面狸的发情期^[33] ,这时它们活动频繁 ,到处走动.2) 花面狸的食物组成会随着季节的变化而发生改变.不同的季节花面狸食物的可得性不同.春季食物资源相对匮乏 ,果实还未成熟 ,花面狸食性趋向于广食性 ,需要外出寻找大量的非水果类植物、节肢动物和小型哺乳动物作为替代食物 ,同时还捕食少量的软体动物^[34].秋季大量水果成熟 ,花面狸的食量增大 ,为储

存较多的脂肪度过冬季,不得不奔走觅食。3) 花面狸有冬眠习性。冬季,花面狸会进入冬眠或半冬眠状态,它们常隐居于巢穴中,食欲大减,呈昏睡状态,活动亦少^[35],因此在冬季几乎看不到花面狸的行踪。

5.2 日活动节律及季节性差异

从整体上来看,3 个保护区的花面狸日活动节律模式呈单峰型,活动高峰时间集中在 18:00—06:00。这与其他地区得出的结论相同^[36]。3 个保护区活动高峰的出现时段有所不同,其中齐云山保护区的花面狸活动高峰出现时间最迟,桃红岭保护区花面狸活动高峰结束时间最早。这可能是由于不同地区的日出、日落、气温、光照等外源因素存在差异,从而对花面狸的活动造成了影响。

花面狸在春季和冬季、夏季和冬季时的日活动节律均存在显著差异,在春季和夏季时的重叠系数均为最高,这表明花面狸在这 2 个季节中的日活动节律模式最为相似。其主要原因在于花面狸活动时间随着四季日出、日落的提前和推后而相应变化^[37]。春、夏季日出提前,活动就提前结束;冬季日出推后,活动也相应推后。因此春、夏季花面狸的活动高峰出现和结束时间都相对较早;秋、冬季活动高峰出现和结束时间则相对延迟。

5.3 生境选择

动物对于生境的选择主要依赖于食物、水和隐蔽物这 3 种基本的生存要素。野生动物在取食和隐蔽过程中以植被为依托,可食性植物及适合隐蔽的植被决定了动物对植被类型的选择^[38]。EVI 指数在一定程度上可以反映植被类型的复杂程度,而在不同植被类型中可获取的食物资源也有所不同。由占域结果可知花面狸主要选择在 EVI 指数较高的植被类型(如常绿阔叶林、落叶阔叶混交林)中活动。与广东车八岭保护区的结果有所不同^[39],探测率随 EVI 的增大而减小,这可能是花面狸行踪隐蔽,在复杂的生境中更易躲藏,加之红外相机的布设范围有限,从而降低了其在相机中的曝光率而导致了探测率的降低。桃红岭保护区海拔整体偏低,受人为干扰较大,花面狸选择在远离居民干扰的地区中活动;

而坡度则反映了道路的陡峭程度,坡度越大占域率越高,这表明花面狸选择在地势陡峭的区域中活动。与其他 2 个保护区不同,该保护区花面狸占域率与 EVI 呈相关关系,其可能原因在于其植被类型较为单一,主要是亚热带灌丛、草丛、针叶林、竹林以及部分阔叶林,花面狸基本选择在隐蔽度高的灌丛中活动。

综上所述,影响花面狸生境选择的主要因素是植被增强型指数(EVI),而海拔高度、坡度等地形因素以及与最近居民点的距离等人为干扰因素对于花面狸的影响相对较小,且会随外界条件(如季节、地区)的变化而变化。

6 参考文献

- [1] 蒋志刚,刘少英,吴毅,等.中国哺乳动物多样性(第 2 版)[J].生物多样性,2017,25(8):886-895.
- [2] DUCKWORTH J W, TIMMINS R J, CHUTIPONG W, et al. *Paguma larvata*, The IUCN red list of threatened species 2016 [EB/OL]. (2015-09-25). <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T41692A45217601.en>.
- [3] 蒋志刚,李春旺,曾岩.果子狸研究现状[J].动物学杂志,2003,38(4):120-122.
- [4] 曾国仕,郑合勋,邓天鹏.河南伏牛山北坡果子狸夏季巢穴生境特征[J].生态学报,2010,30(2):498-503.
- [5] AZLAN, MOHD J, SHARMA, et al. The diversity and activity patterns of wild felids in a secondary forest in Peninsular Malaysia [J]. Oryx, 2006, 40(1):36-41.
- [6] ZHOU Youbing, CHRIS N, FRANCISCO P, et al. Spatial organization and activity patterns of the masked palm civet (*Paguma larvata*) in central-south China [J]. Journal of Mammalogy, 2014, 95(3):534-542.
- [7] TORII H. Food habits of the masked palm civet, *Paguma larvata* Hamilton-Smith [J]. Journal of the Mammalogical Society of Japan, 1986, 11(1/2):39-43.
- [8] 王健,刘群秀,唐登奎,等.湖北后河自然保护区果子狸栖息地选择的初步研究[J].兽类学报,2009,29(2):216-222.
- [9] 陈立军,束祖飞,肖治术.应用红外相机数据研究动物活动节律:以广东车八岭保护区鸡形目鸟类为例[J].生物多样性,2019,27(3):266-272.

- [10] 刘雪华, 武鹏峰, 何祥博, 等. 红外相机技术在物种监测中的应用及数据挖掘 [J]. 生物多样性, 2018, 26(8): 850-861.
- [11] BURTON, COLE A, NEILSON, et al. Wildlife camera trapping: a review and recommendations for linking surveys to ecological processes [J]. Journal of Applied Ecology, 2015, 52(3): 675-685.
- [12] 李晟, 王大军, 肖治术, 等. 红外相机技术在我国野生动物研究与保护中的应用与前景 [J]. 生物多样性, 2014, 22(6): 685-695.
- [13] MACKENZIE D I, NICHOLS J D, LACHMAN G B, et al. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one [J]. Ecology, 2002, 83(8): 2248-2255.
- [14] 万雅琼, 李佳琦, 徐海根, 等. 贵州梵净山和赤水桫欏国家级自然保护区4种大中型兽类空间占域研究 [J]. 生态与农村环境学报, 2021, 37(12): 1609-1615.
- [15] 李振基, 吴小平, 陈小麟, 等. 江西九岭山自然保护区综合科学考察报告 [M]. 北京: 科学出版社, 2009.
- [16] 黄亮亮, 吴志强. 江西省九岭山自然保护区鱼类资源概况 [J]. 四川动物, 2010, 29(2): 307-310.
- [17] 刘小明, 郭英荣, 刘仁林. 江西齐云山自然保护区综合科学考察集 [M]. 北京: 中国林业出版社, 2010.
- [18] 杨道德, 刘松, 费冬波, 等. 江西齐云山自然保护区两栖爬行动物资源调查与区系分析 [J]. 动物学杂志, 2008, 43(6): 68-76.
- [19] 李佳, 李言阔, 缪沪君, 等. 江西桃红岭国家级自然保护区梅花鹿生境适宜性评价 [J]. 生态学报, 2014, 34(5): 1274-1283.
- [20] 蒋志刚. 江西桃红岭梅花鹿国家级自然保护区生物多样性研究 [M]. 北京: 清华大学出版社, 2009.
- [21] 李晟. 中国野生动物红外相机监测网络建设进展与展望 [J]. 生物多样性, 2020, 28(9): 1045-1048.
- [22] SMITH A T. 中国兽类野外手册 [M]. 解焱, 译. 长沙: 湖南教育出版社, 2009.
- [23] O'BRIEN T G, KINNAIRD M F, WIBISONO H T. Crouching tigers, hidden prey: sumatran tiger and prey populations in a tropical forest landscape [J]. Animal Conservation, 2003, 6(2): 131-139.
- [24] WEN Xuanye, CHENG Xiaotian, DONG Yingqian, et al. Analysis of the activity rhythms of the great gerbil (*Rhombomys opimus*) and its predators and their correlations based on infrared camera technology [J]. Global Ecology and Conservation, 2020, 24: e01337.
- [25] RIDOUT M S, LINKIE M. Estimating overlap of daily activity patterns from camera trap data [J]. Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics, 2009, 14(3): 322-337.
- [26] MEREDITH M, RIDOUT M. Overview of the overlap package [EB/OL]. [2019-12-10]. <https://har.kent.ac.uk/41474/1/overlap.pdf>.
- [27] 贾晓东, 刘雪华, 杨兴中, 等. 利用红外相机技术分析秦岭有蹄类动物活动节律的季节性差异 [J]. 生物多样性, 2014, 22(6): 737-745.
- [28] 谢培根, 胡娟, 李婷婷, 等. 浙江清凉峰国家级自然保护区野猪空间分布及活动节律 [J]. 兽类学报, 2022, 42(2): 168-176.
- [29] 刘佳. 广西弄岗保护区鸟兽多样性、分布及占域模型研究 [D]. 南宁: 广西师范大学, 2019.
- [30] BURNHAM K P, ANDERSON D R. Model Selection and Multimodel Inference: a Practical Information-theoretic Approach [M]. 2nd ed. New York: Springer-Verlag, 2002.
- [31] BERGER J O, BARBIERI M M. Optimal predictive model selection [J]. Annals of Statistics, 2004, 32(3): 870-897.
- [32] BU Hongliang, WANG Fang, MCSHEA W J, et al. Spatial co-occurrence and activity patterns of mesocarnivores in the temperate forests of Southwest China [J]. PloS One, 2016, 11(10): e0164271.
- [33] 盛和林, 大泰司纪之, 陆厚基. 中国野生哺乳动物 [M]. 北京: 中国林业出版社, 1999.
- [34] 王健. 湖北后河自然保护区果子狸栖息地选择与觅食生态学研究 [D]. 东北林业大学, 2006.
- [35] 康梦松, 李文平, 屈孝初, 等. 果子狸冬眠习性的研究 [J]. 湖南农业大学学报, 1997, 23(4): 69-72.
- [36] 张源笙, 蒋健, 蒋万杰, 等. 北京松山国家级自然保护区兽类活动节律初步研究 [J]. 四川动物, 2017, 36(4): 460-467.
- [37] 张保良, 苏学良, 高责昌, 等. 花面狸活动及冬休习性的研究 [J]. 动物学杂志, 1991, 26(4): 19-22.
- [38] 吴鹏举, 张恩迪. 西藏慈巴沟自然保护区羚牛栖息地选择 [J]. 兽类学报, 2006, 26(2): 152-158.
- [39] 肖文宏, 束祖飞, 陈立军, 等. 占域模型的原理及在野生动物红外相机研究中的应用案例 [J]. 生物多样性, 2019, 27(3): 249-256.

The Study on the Activity Rhythm and Occupation of Masked Palm Civet Insubtropical Forest Ecosystem Based on Infrared Camera Technology

LI Xiaoying¹, LI Jiaqi², WAN Yaqiong², LI Yankuo^{1*}, SAN Jihong³,
WANG Zhenyu⁴, SHAO Ruiqing⁵, ZHANG Chao¹, MA Zhengyan¹

(1. College of Life Sciences, Jiangxi Normal University, Nanchang Jiangxi 330022, China; 2. Nanjing Institute of Environmental Sciences, Ministry of Ecology and Environment, Nanjing Jiangsu 210042, China; 3. Jiangxi Provincial Wildlife Protection Center, Nanchang Jiangxi 330006, China; 4. Jiangxi Provincial Key Laboratory of Subtropical Plant Resources Conservation and Utilization, Nanchang Jiangxi 330022, China; 5. The Forestry Academy of Jiangxi Province, Nanchang Jiangxi 330013, China)

Abstract: In order to understand the activity rhythm of masked palm civetcats and their habitat selection, infrared camera technology is used to monitor masked palm civet in three national nature reserves in Jiangxi Province, namely Jiulingshan National Nature Reserve, Qiyunshan National Nature Reserve and Taohongling Sika Deer National Nature Reserve from February 2017 to October 2019. The activity rhythm and the characteristic of habitat selection are analyzed using the occupation model. The results show that there are significant seasonal differences in the annual activity rhythm of masked palm civet except Taohongling. In general, the activity is most frequent in summer, followed by spring and autumn, and least in winter. However, masked palm civet in the Jiulingshan Reserve are most active in spring. The masked palm civetcat shows obvious nocturnal activity, the peak of activity is 18:00—6:00, and there are significant differences between spring and winter, summer and winter. The overlap coefficient is highest in spring and summer. The results of domain model analysis show that the vegetation enhancement index (EVI) is the main factor affecting the domain percentage of masked palm civet cats in Jiuling Mountain and Qiyun Mountain, and the domain percentage increases with the increase of EVI. Slope has a relatively great influence on the domain occupancy rate of civet cats in Taohongling Reserve, and the domain percentage increases with the increase of slope.

Key words: infrared camera monitoring; masked palm civet; activity rhythm; occupancy model

(责任编辑: 刘显亮)