

•神农架世界自然遗产地专题•

湖北神农架国家级自然保护区森林和川金丝猴栖息地的保护成效

王翠玲^{1,2} 臧振华¹ 邱月^{1,2} 邓舒雨^{1,2} 冯朝阳³ 谢宗强¹
徐文婷¹ 刘蕾⁴ 陈全胜¹ 申国珍^{1*}

1 (中国科学院植物研究所植被与环境变化国家重点实验室, 北京 100093)

2 (中国科学院大学, 北京 100049)

3 (中国环境科学研究院国家环境保护区域生态过程与功能评估重点实验室, 北京 100012)

4 (天津泰达园林规划设计院有限公司, 天津 300457)

摘要: 自然保护区是保护生物多样性最有效的方式之一, 但是近年来自然保护区的保护成效正受到越来越多的质疑, 已成为保护生物学研究中急需考虑的问题, 也是目前我国自然保护区建设过程中面临的重要挑战。本研究以湖北神农架国家级自然保护区为研究对象, 基于该保护区1980年、1990年、2010年、2015年的土地利用数据, 结合DEM数据和川金丝猴(*Rhinopithecus roxellana hubeiensis*)分布及行为特征数据, 应用层次分析法(AHP法)和集合种群容量(metapopulation capacity), 分析了神农架保护区自建立以来(1980–2015)森林的面积变化、驱动因素以及川金丝猴栖息地面积和破碎化动态格局, 论证了神农架保护区对森林和川金丝猴栖息地的保护成效。结果表明, 神农架保护区自建立以来, 保护区内森林面积增加了34.27%, 森林覆盖度由47.94%上升到64.36%, 增加了16.42%, 其中82.77%的新增森林为灌木林和疏林转变而来; 川金丝猴最适宜栖息地面积增加了17.70%, 集合种群容量增加了515.17%, 最适宜栖息地的破碎化程度显著降低。天然林保护工程(the Natural Forest Conservation Program, NFCP)和退耕还林工程(the Sloping Land Conversion Program, SLCP)实施后, 保护区内森林面积增加了23.24%, 森林覆盖度增加了12.77%, 川金丝猴最适宜栖息地面积增加了14.29%, 集合种群容量增加了367.20%。本研究结果表明, 神农架保护区在森林和旗舰种栖息地保护方面, 均取得了很好的保护成效。

关键词: 神农架自然保护区; 保护成效; 森林; 栖息地; 集合种群容量

The effectiveness of Shennongjia National Nature Reserve in conserving forests and habitat of Sichuan snub-nosed monkey

Cuiling Wang^{1,2}, Zhenhua Zang¹, Yue Qiu^{1,2}, Shuyu Deng^{1,2}, Zhaoyang Feng³, Zongqiang Xie¹, Wenting Xu¹, Lei Liu⁴, Quansheng Chen¹, Guozhen Shen^{1*}

1 State Key Laboratory of Vegetation and Environmental Change, Institute of Botany, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100093

2 University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049

3 State Environmental Protection Key Laboratory of Regional Eco-process and Function Assessment, Chinese Research Academy of Environmental Sciences, Beijing 100012

4 Tianjin TEDA Institute of Landscape Planning Design, Tianjin 300457

Abstract: Nature reserves are a cornerstone of global conservation. Although the network of global protected areas has expanded substantially over the last few decades, many protected areas are not effective and the use of protected areas as a conservation tool has been criticized due to its inefficiency. Understanding which institutional conditions of protected areas are effective is therefore a key research priority. Shennongjia National Nature Reserve offers a fascinating case to investigate the effectiveness of protected areas in China. This reserve is exceptionally important for conservation as it harbors the remaining subtropical mixed broad-

收稿日期: 2016-12-11; 接受日期: 2017-02-20

基金项目: 中国科学院野外站联盟项目(KFJ-SW-YW028-01)、国家重点研发计划(2016YFC050330304)和科技基础性工作专项(2015FY1103002)

* 通讯作者 Author for correspondence. E-mail: snj@ibcas.ac.cn

leaved evergreen and deciduous forests in the northern hemisphere, numerous endemic and endangered species, and viable populations of the snub-nosed monkey (*Rhinopithecus roxellana hubeiensis*). From an institutional perspective, Shennongjia Nature Reserve experienced a heavily exploited deforestation period and forest cover rebounded since the establishment of the reserve and the implementation of the Natural Forest Conservation Program (NFCP) and the Sloping Land Conversion Program (SLCP). We assessed the effectiveness of the Shennongjia Nature Reserve in conserving forests and habitat of the snub-nosed monkey based on landuse datasets of 1980, 1990, 2010 and 2015, respectively; combining DEM, distribution and behavioral characteristics of the snub-nosed monkey, and constructing the criterion of the survival function of the snub-nosed monkey and metapopulation capacity. Results showed that the forest area increased by 34.27% and forest coverage increased 16.42%, of which 82.77% of the newly gained forest recovered from shrubs and sparse forests since the establishment of the reserve. The area of the most suitable habitat for the snub-nosed monkey increased 17.70%, and metapopulation capacity of the habitat increased 515.17%. Furthermore, since the implementation of NFCP and SLCP, the forest area and forest coverage increased 23.24% and 12.77%, respectively, the most suitable habitat area for the snub-nosed monkey increased 14.29%, and the metapopulation capacity increased 367.20%. Our results indicate that the Shennongjia Nature Reserve is efficient for forest conservation and snub-nosed monkey habitat provision.

Key words: nature reserve; conservation effectiveness; Shennongjia; snub-nosed monkey habitat; metapopulation capacity

不断加剧的人类活动正在导致第6次大的生物灭绝, 目前物种灭绝的速率是人类存在前的100–1,000倍(Pimm & Brown, 2004; Thomas et al, 2004)。生物多样性的丧失不仅影响生态系统的结构、功能和稳定性, 也影响到生态系统为人类社会提供的生态产品和服务功能(Pounds et al, 1999; Chapin et al, 2000)。大量研究表明, 保护区是保护生物多样性的最有效方式(Joppa et al, 2008; Pouzols et al, 2014), 其在减缓森林丧失、保护植被生产力、维持生物多样性等方面, 均取得了较好效果(Gaston et al, 2008; Bowker et al, 2016; Scherer et al, 2017)。截至2014年底, 全球已建立了155,584处自然保护区, 覆盖了全球陆地面积的12.5% (Watson et al, 2014)。到目前为止, 我国共建立自然保护区2,740处, 其中国家级自然保护区446处, 占国土陆地面积的14.83% (http://www.mep.gov.cn/gkml/hbb/qt/201606/t20160602_338534.htm)。

但是, 保护区常因建立于未受威胁的区域, 其生物多样性的保护成效正受到越来越多的质疑(Joppa & Pfaff, 2009)。有研究发现, 过去几十年间, 全球保护区网络持续扩展, 但是仅有少部分生物区得到了有效保护(Butchart et al, 2015)。Nori等(2016)对南美洲大查科平原(Gran Chaco)保护区网络保护成效的研究发现, 保护区网络仅保护了大查科平原9%的面积和9.1%的特有种。《生物多样性公约》第10次缔约方大会也指出, 全球自然保护区在面积、

保护成效等方面仍需改善(Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2014), 许多保护区保护成效低(Mascia & Pailler, 2011), 尤其是管理机构薄弱的地区, 保护成效更低(Geldmann et al, 2014)。我国最新10年(2000–2010)生态系统评估研究表明, 特有、濒危及国家保护物种栖息地面积减少了3.1% (Ouyang et al, 2016)。

保护区的保护成效已成为保护生物学研究中急需考虑的问题(Andam et al, 2008; Wu et al, 2011; Hill et al, 2015; Ren et al, 2015)。近年来, 已有许多学者开展了这方面的研究(Cao et al, 2015; Jenkins et al, 2015; Chen et al, 2017), 其中不少研究将保护区内与保护区外相似环境条件下的土地利用方式转变格局进行比较, 来评估保护区减缓森林丧失的成效(Andam et al, 2008; Nolte et al, 2013; Carranza et al, 2014)。

湖北神农架国家级自然保护区(以下简称神农架保护区)保存了我国北亚热带完好的常绿落叶阔叶混交林, 也是第四纪冰川时期野生动植物的避难所, 为众多古老孑遗、珍稀濒危、特有生物和模式标本的突出栖息地和产地, 是川金丝猴湖北亚种(*Rhinopithecus roxellana hubeiensis*)的唯一栖息地(谢宗强等, 2017)。神农架保护区既是国家级自然保护区(1986年), 也是联合国教科文组织人与生物圈(MAB)保护区(1990年)、世界地质公园(2013年)和世界自然遗产地(2016年), 其保护对象受到国家和地

方相关法律法规的严格保护。但是, 20世纪70年代神农架保护区内曾进行过大规模的森林采伐, 川金丝猴栖息地遭到严重破坏(湖北省神农架林区地方志编纂委员会, 1996)。近年来, 神农架旅游业发展迅速, 游客人数逐年攀升(向左甫等, 2011), 保护区依然面临着薪材采集以及旅游业和林茶业发展的威胁, 保护和发展矛盾依然突出。

本研究以神农架保护区为研究对象, 在收集整理神农架历史文献资料的基础上, 基于我们对神农架地区长达近20年的调查研究和数据积累, 通过对比土地利用方式转变格局和栖息地破碎化, 分析了过去30年间神农架保护区对森林和旗舰种川金丝猴栖息地的保护成效, 以期为解决我国保护区保护成效面临的问题提供科学借鉴。

1 研究区域

神农架保护区位于湖北省神农架林区西南部(图1), 地理坐标为 $110^{\circ}03'05''$ – $110^{\circ}33'50''$ E, $31^{\circ}21'20''$ – $31^{\circ}36'20''$ N。保护区总面积70,467 ha, 核心区面积38,425 ha。保护区分东西两片, 东片以老君山为中心, 面积10,467 ha; 西片以大、小神农架为中心, 面积60,000 ha。保护区地处我国地势第二阶梯向第三阶梯的过渡带, 总体地势西北高东南低, 境内最高峰神农顶海拔3,106.2 m, 为华中最高峰, 最低处石柱河海拔仅398 m, 相对高差达2,708.2 m。气候属北亚热带与暖温带过渡区, 由于山体高耸, 有明显的气候垂直差异。年均气温 7.4°C , 最冷月(1月)平均气

温 -4.3°C , 最热月(7月)平均气温 17.2°C 。年均降水量1,560 mm。水系以大神农架为中心, 发育呈树枝状, 分属南河、堵河、香溪河、沿渡河水系。土壤垂直分异明显, 森林地带性土壤从低至高有山地黄壤、山地黄棕壤、山地棕壤、山地暗棕壤和山地棕色针叶林土(铁军, 2013)。

2 数据分析

本研究基于神农架保护区1980年、1990年、2010年、2015年四期土地利用数据, 以及DEM数据, 川金丝猴分布及行为特征等数据, 通过森林和川金丝猴栖息地的保护状态来分析神农架保护区的保护成效。其中, 土地利用数据来源于中国科学院国家资源环境数据平台土地利用/覆被专题数据库, 由Landsat-MSS/TM/ETM影像等遥感信息源解译所得。DEM数据来源于国家基础地理信息中心, 海拔、坡度、坡向等数据为基于DEM数据提取获得。同时, 整理并数字化了神农架保护区的边界、川金丝猴分布以及村庄和道路等分布图。数据分析处理在ArcGIS、Mathematica和Sigmplot等软件下完成。

2.1 保护区内森林变化

神农架保护区保存了北半球最为完好的常绿落叶阔叶混交林, 展示了常绿落叶阔叶混交林生态系统的生物生态学过程, 是北半球常绿落叶阔叶混交林生态系统的最典型代表(谢宗强等, 2017)。本文主要开展了以下几个方面的工作: (1)为比较保护区

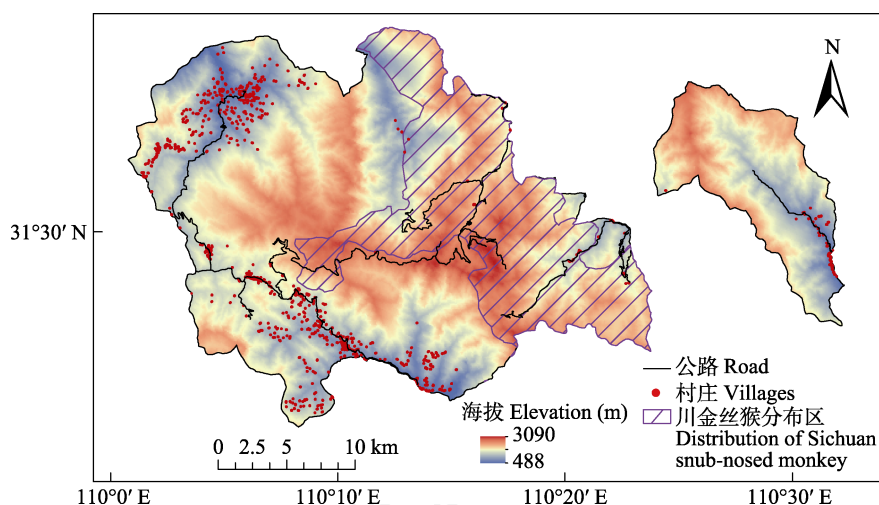


图1 神农架国家级自然保护区村庄与川金丝猴分布图

Fig. 1 Distribution of villages and Sichuan snub-nosed monkey in the Shennongjia National Nature Reserve

建立前后的保护成效, 基于1980年和1990年的土地利用数据, 分析了保护区建立前(1980年)和保护区建立后近10年(1990年)森林的保护状态。(2) 1998年开始, 我国实施了全球规模最大的天然林保护工程和退耕还林工程(Zhang et al, 2000), 为了比较这两大工程对神农架保护区的保护成效, 基于1990年和2010年土地利用数据, 分析了工程实施前(1990年)和实施后(2010年和2015年)其森林的保护状态。(3) 为了揭示森林变化的驱动因素, 分析了保护区建立前(1980年)和建立后近10年(1990年)及30多年后(2015年)森林的土地利用转变格局, 及天然林保护工程和退耕还林工程前(1990年)后(2010年)森林的土地利用方式转变格局。

2.2 川金丝猴栖息地适宜性评价方法

为比较保护区建立前后对川金丝猴栖息地的保护成效, 从栖息地面积和破碎化两方面, 分析了保护区建立前(1980年)和建立后近10年(1990年)川金丝猴栖息地的保护状态, 以及天然林保护工程和退耕还林工程实施对川金丝猴栖息地保护状态的影响。

大量研究表明, 川金丝猴常年活动于神农架保护区海拔2,000–2,600 m的森林地带, 喜欢栖息于坡度30°–45°之间的阳坡或半阴半阳坡(Li et al, 2001; Li, 2007; 铁军, 2013)。同时, 距离川金丝猴栖息地小于500 m的道路和村庄对川金丝猴影响较强; 而大于1,000 m的道路和村庄对川金丝猴影响甚微(朱兆泉和宋朝枢, 1999; 任仁眉等, 2000)。基于这些研究结果, 本研究构建了神农架川金丝猴栖息地适宜性评价指标体系, 包括生物因子(植被类型)、非生物因子(海拔、坡度、坡位)和人类活动因子(距离道路

和村庄的距离) 3方面6个因素(表1)。

在此基础上对土地利用数据、海拔、坡度、坡向、距离道路和村庄的距离等数据, 按照适宜性分为最适宜、适宜和不适宜, 然后使用层次分析法(简称AHP法)确定各因子的权重。层次分析法构建递阶层次结构, 统一标准层下的指标, 由判断矩阵 $A = (a_{ij})$ 计算元素的相对权重(Saaty, 1977)。本研究依据川金丝猴的栖息地选择特征, 计算各层元素组合权重(表1)。最后, 根据层次分析的权重结果, 对各因子进行赋值, 并基于ArcGIS对栖息地进行栅格分析, 计算出每个栅格的栖息地适宜性综合得分, 依据得分结果对栖息地适宜性分级, 分为最适宜、适宜和不适宜三类。

2.3 川金丝猴栖息地破碎化分析方法

栖息地破碎化研究大多通过分析栖息地斑块的面积、斑块数量、隔离距离、形状指数等进行, 但这些指标仅关注了斑块的空间特征, 而忽略了物种的生物学特征, 具有一定的局限性。集合种群容量(metapopulation capacity)整合了斑块的面积、隔离距离和物种的迁移扩散能力, 综合了栖息地空间特征和物种的生物学特征, 很好地反映了物种在破碎化斑块中的存活能力, 已成为近年来研究栖息地破碎化的重要指标(Hanski & Ovaskainen, 2002; Schnell et al, 2013; Shen et al, 2015)。本研究采用集合种群容量, 分析川金丝猴栖息地的破碎化格局。首先, 基于川金丝猴的扩散距离和在该距离范围内的出现概率, 利用最大似然法构建川金丝猴的生存函数 $f(D_{ij})$, 获取川金丝猴扩散系数, 构建集合种群斑块的距离函数 $f(D_{ij}) = e^{-1.086x}$ (图2) (Li et al, 2001; Van Houtan et al, 2007; Shen et al, 2015)。基于栖息

表1 神农架川金丝猴栖息地适宜性评价指标
Table 1 Indicators for assessing habitat suitability of Sichuan snub-nosed monkey

	最适宜 Most suitable	适宜 Suitable	不适宜 Unsuitable	权重 Weight
非生物因子 Abiotic factors				
海拔 Elevation (m)	2,000–2,400	2,400–2,600	≥2,600, <2,000	0.032
坡度 Slope	30°–45°	≥45°	<30°	0.081
坡向 Aspect	半阴半阳坡 Semi-shady slope	阳坡 Sunny slope	阴坡 Shady slope	0.01
生物因子 Biotic factors				
植被 Vegetation	有林地 Forest land	其他林地 Other forest	其他 Others	0.557
人类活动因子 Human activities				
距道路的距离 Distance from road (m)	≥1,000	500–1,000	<500	0.08
距村庄的距离 Distance from villages (m)	≥1,000	500–1,000	<500	0.24

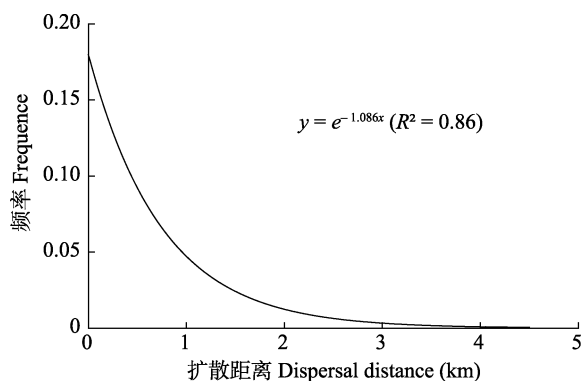


图2 川金丝猴扩散距离函数

Fig. 2 Dispersal distance function for Sichuan snub-nosed monkey

地森林分布图,提取栖息地森林斑块的面积、隔离距离等数据(任仁眉等, 2000), 构建斑块距离函数矩阵 M , 表达式如下:

$$M = \begin{cases} f(D_{ij})A_iA_j & j \neq i \\ 0 & j = i \end{cases}$$

其中, D_{ij} 为距离矩阵, $f(D_{ij})$ 为斑块 i 和斑块 j 之间距离的函数, A 为川金丝猴栖息地斑块面积矩阵。基于川金丝猴扩散系数和栖息地斑块距离矩阵, 可知川金丝猴的生存函数为 $f(D_{ij}) = e^{-aD_{ij}}$ 。即

$$\text{survivalMatrix} = \exp[-1.086 \times \text{distanceMatrix}]$$

$$M = \text{survivalMatrix} \times \text{Transpose}[\{\text{patch areas}\}] \times \{\text{patch areas}\}^c$$

集合种群容量即为该矩阵的特征值 Eigenvalues[m]。

3 研究结果

3.1 森林的保护成效

神农架保护区建立后30多年间, 森林面积由建立前的374.02 km² (1980年)增加到502 km² (2015年), 增加了34.27% (图3), 森林覆盖度由47.94%上升到64.36%, 增加了16.42%。比较该保护区建立前(1980年)和建立后近10年(1990年)的数据发现, 森林面积由374.02 km² (1980年)增加到428.45 km² (1990年), 增加了14.55% (图3), 森林覆盖度由47.94% (1980年)增加到54.91% (1990年), 增加了6.97%。比较天然林保护工程和退耕还林工程实施前(1990年)后(2010年)发现, 保护区森林面积由428.45 km²增加到528.04 km², 增加了23.24% (图3), 森林覆盖度增加了12.77%。神农架保护区建立后, 森林面积和森林

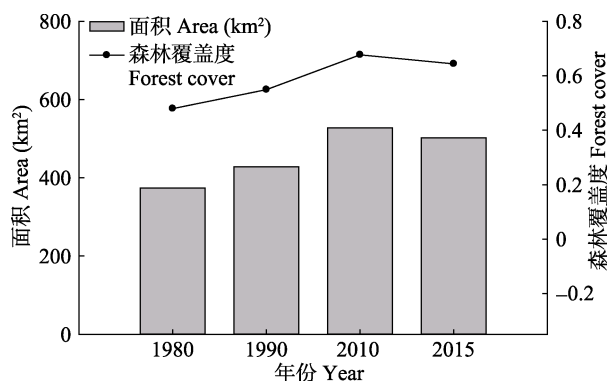


图3 神农架保护区森林动态变化

Fig. 3 Change of the area and the coverage of the forests in the Shennongjia National Nature Reserve

覆盖度在近30年内明显增加, 保护区取得了很好的保护成效。

3.2 森林面积变化的驱动因素

神农架保护区建立后的30多年间(1980–2015年), 新增森林面积达208.67 km², 其中82.77%为灌木林(50.85%)和疏林(31.92%)演替而来。比较该保护区建立前(1980年)和建立后近10年(1990年)发现, 该保护区内新增森林面积达180.41 km², 其中90.65%为灌木林(69.32%)和疏林(21.33%)演替而来。天然林保护工程和退耕还林工程实施后(2010年), 84.78%的新增森林为灌木林(62.72%)和疏林(22.06%)演替而来(图4A)。研究同时发现, 神农架保护区建立后的30多年间原有森林面积减少了80.21 km², 其中90.01%转变为灌木林(41.31%)和疏林(48.70%)。保护区建立后的近10年间森林减少了33.49%, 主要退化为灌木林(62.21%)和疏林(26.63%) (图4B)。

3.3 旗舰种川金丝猴栖息地的保护成效

神农架保护区自建立以来, 川金丝猴最适宜栖息地面积增加了17.70%。该保护区建立后(1990年)最适宜栖息地面积比该保护区建立前(1980年)增加了8.88% (28.78 km²)。天然林保护及退耕还林工程实施后(2010年), 川金丝猴最适宜栖息地面积比工程实施前(1990年)增加了14.29% (50.43 km²) (图5)。

研究同时发现, 保护区建立后川金丝猴栖息地破碎化显著减缓(图5)。川金丝猴最适宜栖息地集合种群容量(2015年)比保护区建立前(1980年)增加了515.17%, 适宜栖息地集合种群容量比1980年增加了183.77%。其中, 保护区建立近10年(1990年)后,

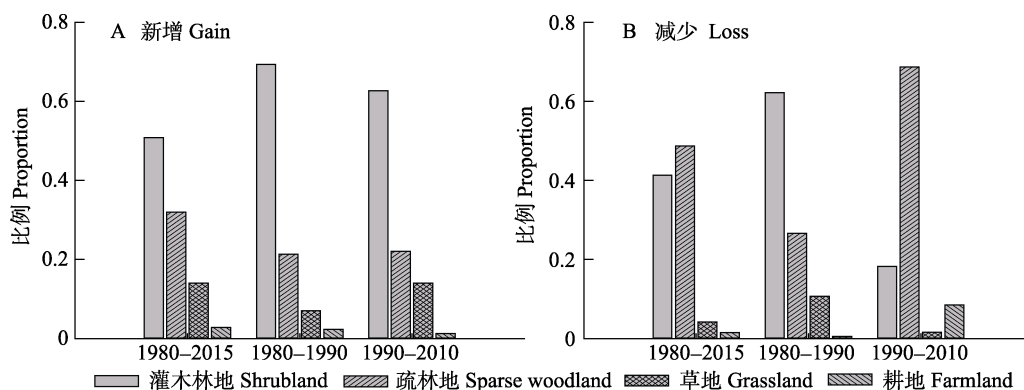


图4 神农架保护区森林新增(A)和减少(B)部分的驱动因素

Fig. 4 The driving factors of the forest coverage gain (A) and loss (B) in Shennongjia National Nature Reserve

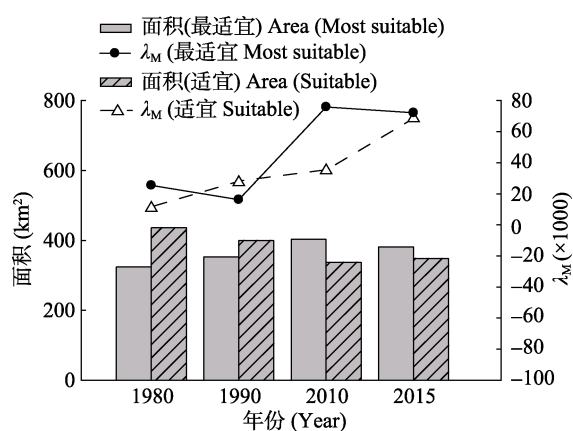


图5 川金丝猴适宜栖息地变化。 λ_M 代表集合种群容量。

Fig. 5 The area of suitable habitats for Sichuan snub-nosed monkey in the Shennongjia National Nature Reserve since establishment. λ_M is metapopulation capacity.

川金丝猴最适宜栖息地集合种群容量比保护区建立前(1980年)减少了36.14%, 适宜栖息地的集合种群容量增加了148.12%。天然林保护工程和退耕还林工程实施后(2010年), 川金丝猴最适宜栖息地的集合种群容量比工程实施前(1990年)增加了367.20%。

4 讨论

设立保护区是保护生物多样性的主要措施(Joppa et al, 2008)。扩大保护区面积是生物多样性保护行动计划和保护公约的目标(Juffe-Bignoli et al, 2014)。随着“爱知目标”(Aichi Target)即到2020年前防止濒危物种灭绝, 并保护17%以上地球陆地面积目标的推进, 评估保护区的保护成效已成为当务之急(Eklund et al, 2016)。保护成效的评估既是对各种管理措施的评价, 也包括对物种栖息地的评价以及

对其减缓森林丧失成效等的评价(Rodrigues et al, 2004)。本研究通过土地利用转变格局对比分析, 结合集合种群容量方法, 发现神农架保护区的建立, 在森林和旗舰种栖息地保护方面, 均取得了很好的成效。

4.1 自然保护区的森林保护成效

自1970年设置神农架林区政府以来, 林区以森工企业为主, 给国家提供商品木材, 以采伐木材为主要生产任务。森林遭到过度砍伐, 林木蓄积量急剧下降, 自然植被受到破坏, 尤其是多种珍稀动植物栖息环境和繁衍受到限制(湖北省神农架林区地方志编纂委员会, 1996)。1982年神农架保护区成立, 开始了由采伐向森林资源和野生动植物栖息地保护的转变。1986年国务院批准神农架保护区晋升为国家级森林与野生动物类型自然保护区, 1987年批准颁布《湖北省神农架自然资源保护条例》, 林区木材年产量调减4.8万 m^3 。1990年神农架保护区被联合国教科文组织批准, 加入国际“人与生物圈”保护网, 保护区内森林蓄积量每年增加17万 m^3 , 森林得到了有效保护(湖北省神农架林区地方志编纂委员会, 1996)。

本研究结果表明, 神农架保护区建立30多年来, 其在减缓森林丧失、增加森林覆盖度等方面, 均取得了很好的保护成效。该保护区建立后, 森林面积增加了34.27%, 森林覆盖度增加了16.42%, 新增森林的82.77%为灌木林和疏林演替而来。王昊等(2015)对全国407个国家级自然保护区2000–2013年森林的变化研究发现, 保护区内森林净减率低于全国森林净减率2.07%。Joppa和Pfaff (2010)对全球147个国家的自然保护区森林丧失率的评估结果表明, 109

个国家的自然保护区在减缓森林丧失等方面的成效显著。

4.2 保护区的旗舰种栖息地保护成效

保护区对不同物种的保护成效存在差异。研究发现,世界遗产地宁巴山(Nimba Mountains)保护区的旗舰种宁巴山胎生蟾蜍(*Nimbaphrynoides occidentalis*)种群数量和分布范围呈逐年下降趋势(Sandberger-Loua et al, 2016)。同时研究发现,邛崃山系保护区只保护了36%的大熊猫栖息地(Xu et al, 2006),岷山45%的大熊猫核心栖息地处于保护区网络之外(Shen et al, 2008)。

川金丝猴为中国特有灵长类动物,属IUCN物种红色名录的濒危(EN)物种,是CITES公约附录I名录动物和我国一级重点保护野生动物。目前,川金丝猴共有3个亚种,分别为分布于甘肃和四川的指名亚种(*Rhinopithecus roxellana roxellana*)、陕西的秦岭亚种(*R. roxellana qinlingensis*)和分布于神农架保护区及其周边的湖北亚种(Li, 2007)。其中,神农架为川金丝猴湖北亚种的唯一栖息地。经过30多年的严格保护与管理,神农架保护区川金丝猴种群数量明显增长,2006年达1,282只(铁军, 2013)。本研究发现,神农架保护区建立30多年后,川金丝猴最适宜栖息地面积增加了17.70%。

栖息地适宜性评估因子的确定至关重要(Shen et al, 2008)。本研究从植被类型、海拔、坡度、坡位及距离道路和村庄的距离等方面,构建了神农架川金丝猴栖息地适宜性评价指标体系。其中,植被类型依据遥感影像解译所得,精度达84%。遥感影像解译的不确定性,对栖息地适宜性分级会产生一定的影响。Shen等(2008)对岷山大熊猫栖息地适宜性评估结果的不确定性分析表明,土地覆盖类型精度达80%以上时,栖息地适宜性评估结果对遥感影像解译的不确定性不敏感,即土地覆盖类型分级误差不会对栖息地适宜性评估结果产生明显的影响。

栖息地破碎化已成为生物多样性丧失的主要因素之一(McGuire et al, 2016)。目前,关于栖息地破碎化的研究方法,大多分析栖息地斑块的面积、斑块数量、隔离距离、形状指数等景观指标(Shen et al, 2015)。但是,这些通用指标仅仅关注了栖息地斑块的空间特征,未考虑研究物种的生物学特征,具有一定的局限性,且各指标之间的指示结果常常相左(Hanski & Ovaskainen, 2000; Schnell et al,

2013)。集合种群容量综合了栖息地空间特征和物种生物学特征,很好地反映了物种在破碎化斑块中的存活能力(Schnell et al, 2013)。本研究集成神农架保护区川金丝猴栖息地斑块的面积、大小、隔离距离等空间特征以及金丝猴的扩散容量等生物学特征,通过集合种群容量分析了神农架川金丝猴栖息地破碎化程度。研究发现,过去30年神农架保护区集合种群容量增加了515.17%,破碎化程度显著降低,神农架保护区在保护旗舰种群及其栖息地等方面成效显著。

4.3 天然林保护工程和退耕还林工程

天然林保护工程和退耕还林工程实施的10年间(2000–2010年),我国生态系统服务功能总体上升,森林覆盖面积净增长12万km²,食物生产增幅达38.5%、碳汇增加23.4%、土壤保持能力增加12.9%、洪水减灾能力增加12.7%(Ouyang et al, 2016)。商业伐木曾经是神农架森林和川金丝猴栖息地的主要威胁。本研究结果表明,天然林保护工程和退耕还林工程实施后,神农架保护区的森林面积、森林覆盖度及川金丝猴最适栖息地均呈增加趋势。工程的实施进一步提高了神农架保护区的保护成效。

神农架保护区的建立减缓了森林的丧失和栖息地退化,增加了森林覆盖度和川金丝猴适宜栖息地,栖息地破碎化程度显著下降,保护区取得了很好的保护成效。天然林保护工程和退耕还林工程的实施,进一步提高了神农架保护区保护森林和川金丝猴栖息地的成效。但是,神农架保护区依然面临着薪材采集以及旅游业和林茶业发展等因素的威胁(向左甫等, 2011),保护区的保护成效,是各种要素综合作用的结果(Gaston et al, 2008)。今后,神农架保护区的保护成效评估,需综合考虑保护区内及保护区周边的社会和经济等各方面因素的相互作用关系,并预测各要素的未来趋势及其对保护对象和保护成效的可能影响。同时,需加强研究机构、当地政府和社区的合作,共同提高保护区的保护成效。

参考文献

- Andam KS, Ferraro PJ, Pfaff A, Sanchez-Azofeifa GA, Robalino JA (2008) Measuring the effectiveness of protected area networks in reducing deforestation. *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA*, 105, 16089–16094.

- Bowker JN, Vos A, Ament JM, Cumming GS (2017) Effectiveness of Africa's tropical protected areas for maintaining forest cover. *Conservation Biology*, 31, 559–569.
- Butchart SHM, Clarke M, Smith RJ, Sykes RE, Scharlemann JPW, Harfoot M, Buchanan GM, Angulo A, Balmford A, Bertzky B (2015) Shortfalls and solutions for meeting national and global conservation area targets. *Conservation Letters*, 8, 329–337.
- Cao M, Peng L, Liu S (2015) Analysis of the network of protected areas in China based on a geographic perspective: current status, issues and integration. *Sustainability*, 7, 15617–15631.
- Carranza T, Balmford A, Kapos V, Manica A (2014) Protected area effectiveness in reducing conversion in a rapidly vanishing ecosystem: the Brazilian Cerrado. *Conservation Letters*, 7, 216–223.
- Chapin FS III, Zavaleta ES, Eviner VT, Naylor RL, Vitousek PM, Reynolds HL, Hooper DU, Lavorel S, Sala OE, Hobbie SE (2000) Consequences of changing biodiversity. *Nature*, 405, 234–242.
- Chen YH, Zhang J, Jiang JP, Nielsen SE, He FL (2017) Assessing the effectiveness of China's protected areas to conserve current and future amphibian diversity. *Diversity and Distributions*, 23, 146–157.
- Eklund J, Blanchet FG, Nyman J, Rocha R, Virtanen T, Cabeza M (2016) Contrasting spatial and temporal trends of protected area effectiveness in mitigating deforestation in Madagascar. *Biological Conservation*, 203, 290–297.
- Gaston KJ, Jackson SF, Cantú-Salazar L, Cruz-Piñón G (2008) The ecological performance of protected areas. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 39, 93–113.
- Ge JW, Wang XG (2013) Nature Reserve of Hubei Province. Hubei Science and Technology Press, Wuhan. (in Chinese) [葛继稳, 王虚谷 (2013) 湖北自然保护区. 湖北科学技术出版社, 武汉.]
- Geldmann J, Joppa LN, Burgess ND (2014) Mapping change in human pressure globally on land and within protected areas. *Conservation Biology*, 28, 1604–1616.
- Hanski I, Ovaskainen O (2000) The metapopulation capacity of a fragmented landscape. *Nature*, 404, 755–758.
- Hanski I, Ovaskainen O (2002) Extinction debt at extinction threshold. *Conservation Biology*, 16, 666–673.
- Hill R, Miller C, Newell B, Dunlop M, Gordon IJ (2015) Why biodiversity declines as protected areas increase: the effect of the power of governance regimes on sustainable landscapes. *Sustainability Science*, 10, 357–369.
- Editorial Committee of Hubei Shennongjia Forestry District Local Chronicles (1996) Shennongjia Chronicles. Hubei Science and Technology Press, Wuhan. (in Chinese) [湖北省神农架林区地方志编纂委员会 (1996) 神农架志. 湖北科学技术出版社, 武汉.]
- Jenkins C, Van Houtan K, Pimm S, Sexton J (2015) US protected lands mismatch biodiversity priorities. *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA*, 112, 5081–5086.
- Joppa LN, Loarie SR, Pimm SL (2008) On the protection of “protected areas”. *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA*, 105, 6673–6678.
- Joppa LN, Pfaff A (2009) High and far: biases in the location of protected areas. *PLoS ONE*, 4, e8273.
- Joppa LN, Pfaff A (2010) Global protected area impacts. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 278, 1633–1638.
- Juffe-Bignoli D, Burgess ND, Bingham H, Belle EMS, de Lima MG, Deguignet M, Bertzky B, Milam AN, Martinez-Lopez J, Lewis E (2014) Protected Planet Report 2014. UNEP-WCMC, Cambridge, UK.
- Li BG, Chen C, Ji WH, Ren BP (2001) Seasonal home range changes of the Sichuan snub-nosed monkey (*Rhinopithecus roxellana*) in the Qinling Mountains of China. *Folia Primatologica*, 71, 375–386.
- Li YM (2007) Terrestriality and tree stratum use in a group of Sichuan snub-nosed monkeys. *Primates*, 48, 197–207.
- Mascia MB, Pailler S (2011) Protected area downgrading, downsizing, and degazettement (PADDD) and its conservation implications. *Conservation Letters*, 4, 9–20.
- McGuire JL, Lawler JJ, McRae BH, Nuñez TA, Theobald DM (2016) Achieving climate connectivity in a fragmented landscape. *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA*, 113, 7195–7200.
- Nolte C, Agrawal A, Silvius KM, Soares-Filho BS (2013) Governance regime and location influence avoided deforestation success of protected areas in the Brazilian Amazon. *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA*, 110, 4956–4961.
- Nori J, Torres R, Lescano JN, Cordier JM, Periago ME, Baldo D (2016) Protected areas and spatial conservation priorities for endemic vertebrates of the Gran Chaco, one of the most threatened ecoregions of the world. *Diversity and Distributions*, 22, 1212–1219.
- Ouyang ZY, Zheng H, Xiao Y, Polasky S, Liu JG, Xu WH, Wang Q, Zhang L, Xiao Y, Rao EM (2016) Improvements in ecosystem services from investments in natural capital. *Science*, 352, 1455–1459.
- Pimm SL, Brown JH (2004) Domains of diversity. *Science*, 304, 831–833.
- Pounds JA, Fogden MPL, Campbell JH (1999) Biological response to climate change on a tropical mountain. *Nature*, 398, 611–615.
- Pouzols FM, Toivonen T, Di ME, Kukkala AS, Kullberg P, Kuusterä J, Lehtomäki J, Tenkanen H, Verburg PH, Moilanen A (2014) Global protected area expansion is compromised by projected landuse and parochialism. *Nature*, 516, 383–386.
- Ren GP, Young SS, Wang L, Wang W, Long YC, Wu RD, Li JS, Zhu JG, Yu DW (2015) Effectiveness of China's national forest protection program and nature reserves.

- Conservation Biology, 29, 1368–1377.
- Ren RM, Yan KH, Su YJ, Li JJ, Zhou Y (2000) Society of *Rhinopithecus roxellanae*. Peking University Press, Beijing. (in Chinese) [任仁眉, 严康慧, 苏彦捷, 李进军, 周茵 (2000) 金丝猴的社会. 北京大学出版社, 北京.]
- Rodrigues AL, Andelman SJ, Bakarr MI, Boitani L, Brooks TM, Cowling RM, Fishpool LDC, Da Fonseca GAB, Gaston KJ, Hoffmann M (2004) Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. *Nature*, 428, 640–643.
- Saaty TL (1977) A scaling method for priorities in hierarchical structures. *Journal of Mathematical Psychology*, 15, 234–281.
- Sandberger-Loua L, Doumbia J, Rödel MO (2016) Conserving the unique to save the diverse-identifying key environmental determinants for the persistence of the viviparous Nimba toad in a West African World Heritage Site. *Biological Conservation*, 198, 15–21.
- Scherer L, Curran M, Alvarez M (2017) Expanding Kenya's protected areas under the Convention on Biological Diversity to maximize coverage of plant diversity. *Conservation Biology*, 31, 302–310.
- Schnell JK, Harris GM, Pimm SL, Russell GJ (2013) Estimating extinction risk with metapopulation models of large-scale fragmentation. *Conservation Biology*, 27, 520–530.
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity (2014) Global Biodiversity Outlook 4. Montreal, Canada.
- Shen GZ, Feng CY, Xie ZQ, Ouyang ZY, Li JQ, Pascal M (2008) Proposed conservation landscape for giant pandas in the Minshan Mountains, China. *Conservation Biology*, 22, 1144–1153.
- Shen GZ, Pimm SL, Feng CY, Ren GF, Liu YP, Xu WT, Li JQ, Si XF, Xie ZQ (2015) Climate change challenges the current conservation strategy for the giant panda. *Biological Conservation*, 190, 43–50.
- Thomas CD, Cameron A, Green RE, Bakkenes M, Beaumont LJ, Collingham YC, Erasmus BFN, De Siqueira MF, Grainger A, Hannah L (2004) Extinction risk from climate change. *Nature*, 427, 145–148.
- Tie J (2013) The Plant Composition in the Habitat and Food resources of *Rhinopithecus roxellana* in Shennongjia, China. China Forestry Publishing House, Beijing. (in Chinese) [铁军 (2013) 神农架川金丝猴栖息地植物特性和食源植物. 中国林业出版社, 北京.]
- Van Houtan KS, Pimm SL, Halley JM, Bierregaard RO, Lovejoy TE (2007) Dispersal of Amazonian birds in continuous and fragmented forest. *Ecology Letters*, 10, 219–229.
- Wang H, Lü Z, Gu L, Wen C (2015) Observations of China's forest change (2000–2013) based on Global Forest Watch dataset. *Biodiversity Science*, 23, 575–582. (in Chinese with English abstract) [王昊, 吕植, 顾垒, 闻丞 (2015) 基于 Global Forest Watch 观察 2000–2013 年间中国森林变化. 生物多样性, 23, 575–582.]
- Watson JM, Dudley N, Segan DB, Hockings M (2014) The performance and potential of protected areas. *Nature*, 515, 67–73.
- Wu RD, Zhang S, Yu DW, Zhao P, Li XH, Wang LZ, Yu Q, Ma J, Chen A, Long YC (2011) Effectiveness of China's nature reserves in representing ecological diversity. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9, 383–389.
- Xiang ZF, Yu Y, Yang M, Yang JY, Liao MY, Li M (2011) Does flagship species tourism benefit conservation? A case study of the golden snub-nosed monkey in Shennongjia National Nature Reserve. *Chinese Science Bulletin*, 56, 1784–1789. (in Chinese with English abstract) [向左甫, 禹洋, 杨鹏, 杨敬元, 廖明尧, 李明 (2011) 神农架保护区的川金丝猴旗舰物种生态旅游有利于自然保护吗? 科学通报, 56, 1784–1789.]
- Xie ZQ, Shen GZ, Zhou YB, Fan DY, Xu WT, Gao XM, Du YJ, Xiong GM, Zhao CM, Zhu Y, Lai JS (2017) The outstanding universal value and conservation of Shennongjia World Natural Heritage Site. *Biodiversity Science*, 25, 490–497. (in Chinese with English abstract) [谢宗强, 申国珍, 周友兵, 樊大勇, 徐文婷, 高贤明, 杜彦君, 熊高明, 赵常明, 祝燕, 赖江山 (2017) 神农架世界自然遗产地的全球突出普遍价值及其保护. 生物多样性, 25, 490–497.]
- Xu WH, Ouyang ZY, Viña A, Zheng H, Liu JG, Xiao Y (2006) Designing a conservation plan for protecting the habitat for giant pandas in the Qionglai Mountain range, China. *Diversity and Distributions*, 12, 610–619.
- Zhang PC, Shao GF, Zhao G, Le MDC, Parker GR, Dunning JB, Li QL (2000) China's forest policy for the 21st century. *Science*, 288, 2135–2136.
- Zhu ZQ, Song ZS (1999) Scientific Survey of Shennongjia Nature Reserve. China Forestry Publishing House, Beijing. (in Chinese) [朱兆泉, 宋朝枢 (1999) 神农架自然保护区科学考察集. 中国林业出版社, 北京.]

(责任编辑: 李俊生 责任编辑: 闫文杰)