

基于倾向得分匹配方法的中国自然保护区 缓解人类活动压力评估

张 涵¹, 黎 夏², 石 洪¹, 刘晓娟¹

(1. 中山大学地理科学与规划学院 广东省城市化与地理环境空间模拟重点实验室, 广州 510275;

2. 华东师范大学地理科学学院 地理信息科学教育部重点实验室, 上海 200241)

摘要: 科学地评估自然保护区缓解人类活动压力的效果, 对于有效的自然保护至关重要。目前中国国家尺度下的这方面研究, 仅将保护区内、外的人类活动压力进行对比, 其缺陷是样本选择性偏差会导致评估结果的不合理。本文选择了倾向得分匹配(Propensity Score Matching)方法来克服保护区评价中的样本选择性偏差问题。首先耦合多源数据构建了2013年、2015年、2017年的人类活动压力指数, 然后采用倾向得分匹配方法对自然保护区内、外的随机点进行匹配, 使两个对比组的观测变量尽可能相似。最后通过相对有效性指标和面板模型从不同层面评估了中国680个自然保护区在2013—2017年间缓解人类活动压力的效果。研究结果表明: ① 2013—2017年, 全国86.72%的自然保护区内人类活动压力指数呈现上升趋势, 其面积占保护区总面积的43.80%。② 69.85%的自然保护区在缓解人类活动压力方面的效果较好。其中, 除了海洋海岸、野生植物、野生动物类的保护区以外, 其余保护区类型都表现出较好的缓解人类活动压力的效果, 且保护区级别越高, 保护效果越好。③ 中国自然保护区建设在2013—2017年间能缓解22.90%的人类活动压力, 且保护区缓解人类活动压力的能力存在区域性差别。本文研究结果可为中国自然保护区监测、评估和管理提供更科学的参考依据。

关键词: 自然保护区; 人类活动压力; 倾向得分匹配; 有效性评估; 面板模型

DOI: 10.11821/dlxb202103013

1 引言

建立自然保护区是世界各国和地区避免人类活动损害生物多样性和生态系统服务的主要手段^[1]。世界自然保护联盟(International Union for Conservation of Nature, IUCN)在最新的保护星球报告中指出, 全球陆地保护区覆盖率从2016年的14.7%增长至2021年的15.4%^[2-3]。虽然不断扩张的保护用地在一定程度上为自然留出了空间, 但它仍不能完全免受人类活动的影响。有研究证明, 全球1/3的自然保护地正承受着巨大的人类活动压力^[4]。并且人类活动压力在生物多样性高的地方非常强烈、广泛, 且呈现迅速加剧趋势^[5]。自然保护区内持续增长的人类活动压力会削减其本身的保护效果。如人类活动会破坏自然保护区的生态系统^[6], 使得动物的栖息地减少^[7-8]。此外, 有研究证实人类活动带来的压

收稿日期: 2020-03-22; 修订日期: 2020-12-20

基金项目: 国家自然科学基金项目(41531176); 国家重点研发计划(2017YFA0604402) [Foundation: National Natural Science Foundation of China, No.41531176; National Key R&D Program of China, No.2017YFA0604402]

作者简介: 张涵(1996-), 女, 云南巍山人, 硕士生, 研究方向为自然保护区有效性评估。

E-mail: zhangh575@mail2.sysu.edu.cn

通讯作者: 黎夏(1962-), 男, 广西梧州人, 教授, 研究方向为元胞自动机、地理模拟系统、全球土地利用变化模拟模型。

E-mail: lixia@geo.ecnu.edu.cn

力增加了物种灭绝的风险^[9]。因此,对自然保护区内人类活动压力现状及其变化进行监测是保护区有效性评价的有效手段。

在这一研究领域中,获取代表人类活动的数据是最困难的。一些研究通过实地调查(航空摄影、问卷调查等)的手段监测保护区内的人类活动^[10-11]。这种方法精准且具有针对性,但成本较大,难以进行大尺度的研究。所以,采用耦合多源数据构建人类活动压力数据产品的方法更为通用。目前,全球已有很多套衡量人类活动压力的数据产品,涵盖了不同分辨率及类型。其中包括单一压力产品和综合压力产品。单一压力产品包括土地利用、交通与可达性、污染物、人口、入侵物种等^[12]。综合压力产品则是将上述压力图层中具有代表性的几类赋予权重后叠加得到^[12-13]。二者均在监测保护区内人类活动压力的研究中有广泛的应用,但综合压力产品估算方法已成为较为普遍的共识^[13]。

监测自然保护区内人类活动压力现状及其变化的目的,旨在于评估保护区缓解人类活动压力的效果。目前研究的方法大致可分为两类:不对比和对比的方法。第一种方法仅考虑保护区自身状态,不考虑周围地区。如Jones等^[4]使用人类足迹产品来测量全球保护区内的人类活动压力。第二种方法将保护区内部的人类活动压力与所有未受保护地区或者缓冲区的人类活动压力进行对比。如Hellwig等^[14]比较了欧洲的保护区、非保护区和保护区周围1 km缓冲区内土地覆盖变化。Guetté等^[15]探究了全球保护区和生物多样性热点区域及其25 km、25~70 km的缓冲区内夜间灯光遥感影像像元亮度值(Digital Number, DN)的变化趋势。Durán等^[16]揭示了4种金属采矿活动与全球保护区及其10 km缓冲区的重叠。Radeloff等^[17]采用了1940—2030年美国的住房增长数据,量化了荒野地区、国家公园和国家森林及其缓冲区的住房增长率。Qiu等^[18]计算了云南省58个自然保护区及其2 km缓冲区内3种单一压力指数(人口密度、GDP、土地利用)和综合压力指数。

以上方法存在一定的局限性。第一种方法仅考虑保护区自身的人类活动压力状况,没有与未受保护地区进行对比,难以得出合理的结论。第二种方法则难以克服样本选择性偏差的问题,即保护区的位置选择受海拔、气候、可达性等因素的影响^[19-20],很难分清保护区内的人类活动压力增长量小于保护区外的原因是由于保护区的建立,还是保护区本身的地理背景影响。因此,匹配法开始被用来解决这种非随机位置的偏差^[21]。Geldmann等^[22]采用倾向得分匹配(Propensity Score Matching, PSM),对全球保护区的人类活动压力进行了研究,证实了该方法的有效性和合理性。倾向得分匹配是一种统计学方法,它的核心思想是根据多维观测变量来计算样本的倾向得分(Propensity Score),并将实验组和对照组的倾向得分作为距离函数来进行匹配,使两个组的观测变量尽可能相似,从而消除样本选择性偏差^[23]。

目前,对中国自然保护区的研究极少考虑样本选择性偏差的问题,而全球尺度的研究则缺乏较为全面、精确的中国自然保护区边界数据。此外,受限于综合压力产品的时间分辨率,目前对保护区缓解人类活动压力的效果研究大多都停留在1990—2010年这一阶段。2010年的《生物多样性公约》第十次缔约方大会提出了2010—2020年全球生物多样性战略目标^[24]。中国是《生物多样性公约》的缔约方,因此,评估中国自然保护区在2010—2020年间缓解人类活动压力的效果,对于追踪中国的保护进展有着重要的意义。

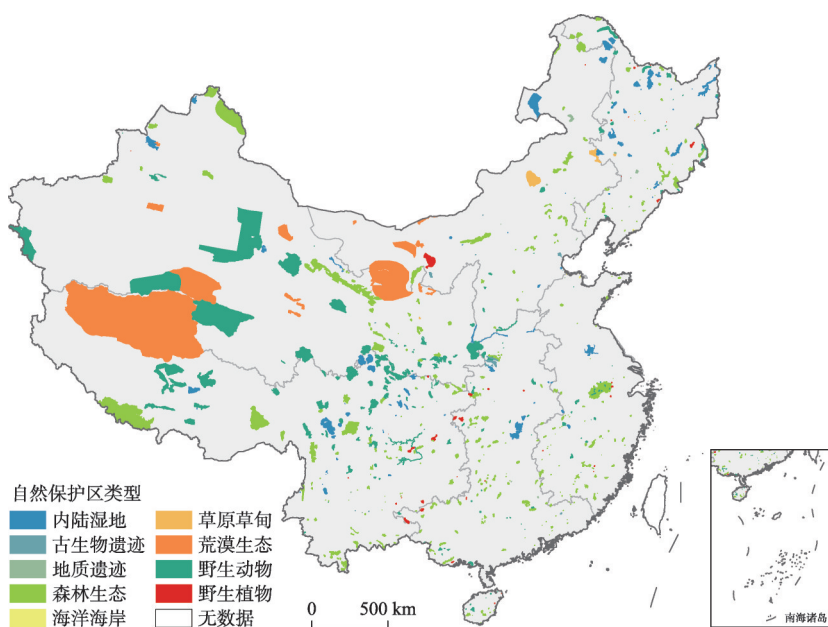
基于此,本文借鉴目前最全面的综合压力产品估算方法,耦合多源数据构建了2013年、2015年、2017年3年的中国人类活动压力指数。采用倾向得分匹配方法消除自然保护区内、外的样本选择性偏差后,选择相对有效性指标对中国自然保护区缓解人类活动

压力的效果进行了评估,并通过面板模型进一步探究全国及六大地理分区的自然保护区建设对缓解人类活动压力的影响。

2 数据与方法

2.1 研究区概况

本文自然保护区边界数据来源于中国自然保护区标本资源共享平台地理信息库,共计799条矢量面数据。将采集到的数据与生态环境部发布的2017年全国自然保护区名录进行匹配,删除面积小于1 km²的保护区,最终得到680个保护区矢量边界数据,其中包括9种保护区类型(图1),覆盖了中国30个省、自治区、直辖市(暂缺上海、台湾、香港、澳门的数据)。这些保护区均建立在2013年之前。



注: 基于自然资源部标准地图服务网站GS(2016)2887号标准地图制作,底图无修改,下文同。

图1 2017年中国680个自然保护区空间分布

Fig. 1 Spatial distribution of 680 nature reserves in China in 2017

2.2 人类活动压力指数

参考Venter等^[13]的方法,选取城市建设用地、人口密度、电力设施、农田、公路和铁路来构建人类活动压力指数。构建得分规则如表1所示,将所有得分相加后,得到综合的人类活动压力指数,范围为0~57。所有数据都使用WGS 1984圆柱等面积投影,空间分辨率采样为1 km。值得注意的是,本文构建的是综合人类活动压力指数,所选择的几类压力可能存在一定关联,并非相互排斥。人类活动压力指数构建见公式(1)。

$$S_{all} = S_{urban} + S_{pop} + S_{elec} + S_{crop} + S_{highway} + S_{rail} \quad (1)$$

式中: S_{all} 是人类活动压力总得分; S_{urban} 是城市建设用地的压力得分; S_{pop} 是人口的压力得分; S_{elec} 是电力设施的压力得分; S_{crop} 是农田的压力得分; $S_{highway}$ 是公路的压力得分; S_{rail} 是铁路的压力得分。

表1 6种单一压力得分分配的规则

Tab. 1 The rules of assigning scores to six individual pressures

压力	得分	描述
城市建设用地	0, 10	所有城市建设用地像元得分均为10
人口密度	0~10	人口密度大于1000人/km ² 的像元得分为10,其余按公式计算
电力设施	0~10	对夜间灯光数据进行分位数分级
农田	0, 7	所有农田像元得分均为7
公路	0~10	公路像元得分为10,公路外部按距离以指数递减,一直到距离公路15 km处
铁路	0, 10	所有铁路像元得分为10

建设用地给自然系统带来的压力是不能忽略的。由于乡镇和村庄建设用地不易提取,此处仅考虑城市建设用地。为了便捷、准确地获得全国城市建设用地,本文采用VIIRS DNB夜间灯光数据结合统计数据的方法来提取^[25]。夜间灯光数据来源于美国海洋和大气管理局国家环境信息中心数据库,全国城市建设用地面积数据来源于中华人民共和国国家统计局。首先采用VIIRS DNB夜间灯光月度数据来合成年度数据。为了减少VIIRS数据的异常值,以北京、上海、广州3个城市的像元最大值作为全国范围内的像元最大值,将大于这个值的像元都用邻域内像元的最大值取代^[26]。5—8月份的VIIRS数据在北半球高纬度地区存在值缺失的情况^[27],因此把至少有6个月像元值均大于0的像元作平均,并将值小于0.3 nw cm⁻² sr⁻²的像元作为背景噪声置为0^[28],得到合成年度数据。最后采用二分法找到最适提取阈值^[25],提取出全国城市建设用地,并将其压力得分置为10。

人口密度数据来源于美国国家航空航天局社会经济数据和应用中心。假设人类对自然系统的压力随人口密度的增加呈对数增加,并在1000人 km⁻²的密度下达到饱和。于是,将人口密度大于1000人 km⁻²的格网压力得分置为10,而人口密度低于1000人 km⁻²格网,以公式(2)来计算得分。

$$pps = 3.333 \times \lg(pd + 1) \quad (2)$$

式中: pps 为人口压力得分; pd 为人口密度。

电力设施可以很好地估计当地的技术发展和化石燃料的使用^[29],采用VIIRS夜间灯光数据来量化它。将2013年的夜间灯光数据的辐射值用分位数的方法划分为0~10,2015年、2017年也按照同样的值来划分,让年间具有可比性。

农田提取自欧空局的土地覆盖数据,舍去农田与其他土地类型混合的像元,只保留完整农田,并将农田的压力得分置为7。

道路数据来源于开放道路数据,由于本文考虑的主要是人类活动压力在生态保护区的增长,因此主要选择了该数据中连接城镇间的道路。公路和铁路都是不透水面,因此将其本身的压力得分置为10。公路两边的压力值随着距离的增长呈现指数递减,一直到距离公路15 km。因为铁路沿线极少有人活动,因此不考虑间接影响。

2.3 倾向得分匹配方法

选取保护区内部的随机点作为实验组,保护区外部的随机点作为对照组。具体做法是,在保护区边界内创建随机点,设置距离不小于1 km,生成了27594个随机点。对应的,保护区外部则生成20万个随机点,同样设置距离不小于1 km。本文构建的人类活动压力产品的空间分辨率为1 km,若随机点的距离小于1 km,样本点可能会进入同一像元;而且研究的自然保护区最小面积约为1 km²,间距设置太大则不能保证一定的样本数量,因此选择了1 km作为最小间隔。为了避免自然保护区溢出效应的影响,保护区外部的随机点不在保护区10 km缓冲区内生成^[30]。

在采用对比法来探究自然保护区缓减人类活动压力的效果之前, 本文参照类似研究^[22, 31], 选择了倾向得分匹配的方法来消除样本选择性偏差。假设人类活动压力完全取决于一组观测变量, 那么通过匹配使对照组与实验组的观测变量尽可能相似, 从而使两组随机点仅是在是否受到保护方面有所不同^[32], 达到消除样本选择性偏差的目的。倾向得分匹配方法将两组随机点的倾向得分作为距离函数, 根据最邻近或整体匹配的规则来进行匹配^[33]。随机点 i 的倾向得分定义为, 在给定观测变量 X_i 的情况下, 随机点 i 进入实验组或对照组的概率^[23]。其计算方法表示如下:

$$p(X_i) = \text{pr}(PA_i = 1 | X_i) = F(h(X_i)) \quad (3)$$

式中: $p(X_i)$ 为随机点 i 的倾向得分; PA_i 为哑变量, $PA_i = 1$ 为实验组, $PA_i = 0$ 为对照组; X_i 为一系列观测变量; $h(x)$ 为线性函数; $F(x)$ 为逻辑函数。

选择了高程、坡度、年均降水、年均温度、到建设用地的距离、到道路的距离和土地覆盖类型作为观测变量。高程数据来源于联合国粮食及农业组织, 坡度数据采用高程数据计算得到。降水和气温站点数据来源于美国海洋和大气管理局国家环境信息中心数据库, 通过反距离权重插值得到最终结果。通过现有的城市建设用地数据和道路数据计算欧氏距离, 以此作为可达性的指标。六大类土地覆盖数据通过对欧空局的土地覆盖数据进行重分类得到。将2013年观测变量的值提取至点后, 对实验组和对照组的随机点采取最邻近匹配的规则进行匹配, 采用倾向得分的样本标准差的1/4作为卡尺大小^[34] (即 $\varepsilon \leq 0.25\sigma_p$, σ_p 是倾向得分的样本标准差)。

2.4 缓解人类活动压力的相对有效性指标

参照 Geldmann 等的研究, 以匹配后对照组的人类活动压力增长量平均值作为基准, 将保护区内人类活动压力增长量平均值减去该基准得到相对有效性指标^[22], 以此来量化单个保护区缓解人类活动压力的效果。当相对有效性指标为负时, 保护区内的人类活动压力增长小于保护区外的基准, 从某种程度上说明了该保护区达到了缓解人类活动压力的目的, 即保护效果较好, 反之保护效果较差。也就是说, 相对有效性指标的数值越小, 保护区缓解人类活动压力的效果越好。相对有效性指标的公式如下:

$$re = \frac{\sum_{i=1}^{n_1} \Delta pixel_i}{n_1} - \frac{\sum_{j=1}^{n_0} \Delta point_j}{n_0} \quad (4)$$

式中: re 为相对有效性指标; n_1 为某个保护区内的像元个数; $\Delta pixel_i$ 为保护区像元 i 在2013—2017年的人类活动压力增长量; n_0 为匹配后保护区外的样本点个数; $\Delta point_j$ 为匹配后保护区外的样本点 j 在2013—2017年的人类活动压力增长量。

2.5 面板模型

当以同一基准来评估自然保护区缓解人类活动压力的效果时, 其区域性差异会被忽略。因此, 本文运用匹配后的随机点在2013年、2015年、2017年的变量值构建了面板模型, 探讨全国及各大区的自然保护区建设对缓解人类活动压力的影响。具体做法是, 对样本点构建虚拟变量 PAS , 值为0代表对照组, 即匹配后代表非保护区的随机点; 值为1代表实验组, 即匹配后代表保护区的随机点。模型公式如下:

$$Y_{it} = a_0 + a_1 PAS_{it} + a_2 X_{it} + \varepsilon_{it} \quad (5)$$

式中: Y_{it} 为随机点 i 第 t 年的人类活动压力; PAS_{it} 为个体哑变量, $PAS_{it} = 1$ 为实验组, $PAS_{it} = 0$ 为对照组。 X_{it} 为一系列控制变量, 本文选择高程、坡度、年均降水、年均温度作为控制变量。 ε_{it} 为随机误差项。因为虚拟变量 PAS 不随时间变化, 面板模型不能用固定效应模型, 故采用随机效应模型。所使用的数据集如表2所示。

表2 中国自然保护区缓解人类活动压力评估所使用的数据集

Tab. 2 The datasets used in the assessment of the effectiveness of China's nature reserves for mitigating anthropogenic pressures

数据	数据属性	年份	数据来源
中国自然保护区矢量边界	矢量数据	—	http://www.papc.cn/
中国自然保护区名录	统计数据	2017	http://www.mee.gov.cn/
VIIRS DNB夜间灯光影像	遥感影像	2013、2015、2017	https://www.ngdc.noaa.gov/eog/viirs/download_dnb_composites.html
中国城市建设用地面积	统计数据	2013、2015、2017	http://www.stats.gov.cn/
人口密度	栅格数据	2010、2015、2020	https://sedac.ciesin.columbia.edu/data/collection/gpw-v4/sets/browse
农田	栅格数据	2013、2015、2017	http://maps.elie.ucl.ac.be/CCI/viewer/index.php
公路、铁路	矢量数据	2014、2015、2017	https://download.geofabrik.de/
高程	栅格数据	—	http://www.fao.org/soils-portal/soil-survey/soil-maps-and-databases/harmonized-world-soil-database-v12/zh/
气温、降水	站点数据	2013、2015、2017	https://data.nodc.noaa.gov/cgi-bin/iso?id=gov.noaa.ncdc:C00516

3 结果与分析

3.1 中国自然保护区的人类活动压力指数空间分布

在基于倾向得分匹配方法评估保护区缓解人类活动压力的效果之前，本文对中国自然保护区的人类活动压力指数在研究时段内的总体水平和变化趋势作了分析。以2013年、2015年、2017年的平均值来衡量这3年人类活动压力指数的总体水平（图2a、2c）。采用最小二乘法计算了趋势线斜率，来表征这3年人类活动压力指数的变化趋势（图2b、2d）。斜率为正，说明人类活动压力在这段时间内呈现上升趋势，斜率为负说明呈现下降趋势，斜率为0则说明维持不变。

由图3a可见，54.68%的保护用地承受着不同程度的人类活动压力。其中，9.13%的保护用地人类活动压力指数大于7，7为农田的压力得分；5.52%的保护用地人类活动压力指数大于10，10为单一压力得分的最大值。从图2b可以看出，人类活动压力变化趋势维持不变的主要分布在城市地区、青藏高原及新疆、内蒙古部分地区，大部分地区表现出人类活动压力的上升趋势。这种趋势同样也体现在自然保护区中（图2d）。人类活动压力呈现上升趋势的自然保护区占保护区总数的86.72%，面积占43.80%，且变化斜率大多集中在0~2之间（图3b）。人类活动压力维持不变的保护用地占49.24%，呈现下降趋势的占6.98%。

3.2 倾向得分匹配的平衡性检验结果

判断匹配过程的效果主要看两点，一是看匹配前后的 t 统计量显著性水平的变化，二是看匹配前后标准偏差的变化^[35]。倾向得分匹配的平衡性检验结果如表3所示。经 t 统计检验，在0.05的水平下，实验组与对照组的观测变量经匹配后无显著性差异，且所有观测变量在匹配后的标准偏差绝对值都小于5%，说明匹配结果相对较好，选择的匹配变量和匹配方法是合理的。匹配结束后，实验组、对照组分别剩余24954个、170938个随机点作为样本。

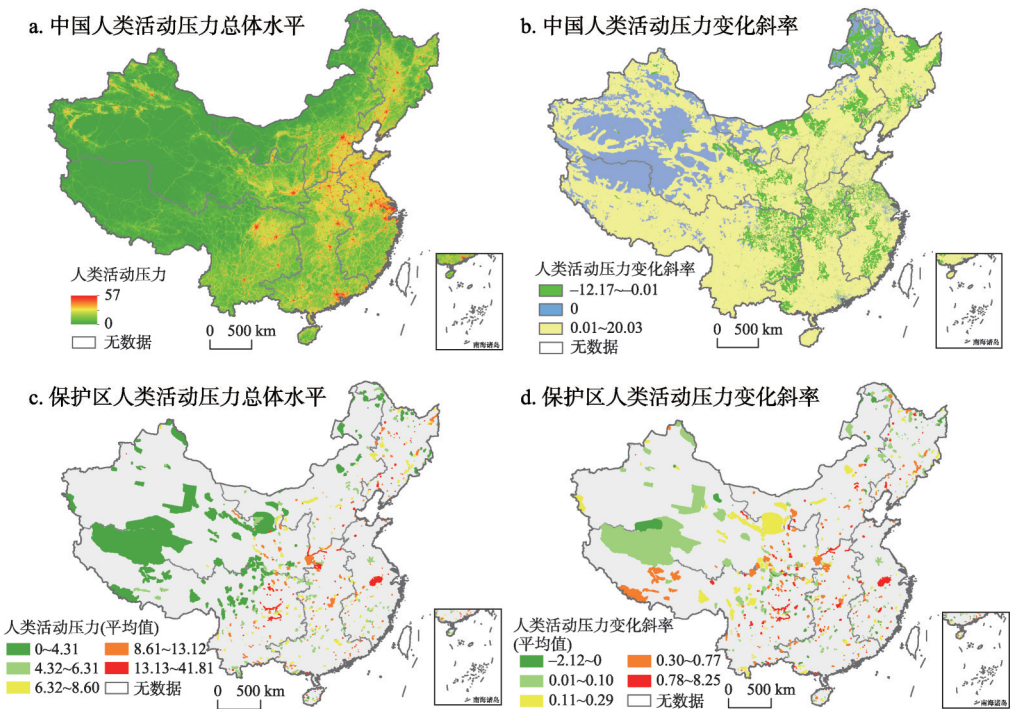


图2 2017年中国及其自然保护区人类活动压力指数空间分布
Fig. 2 Spatial distribution of Anthropogenic Pressure Index in China and its nature reserves

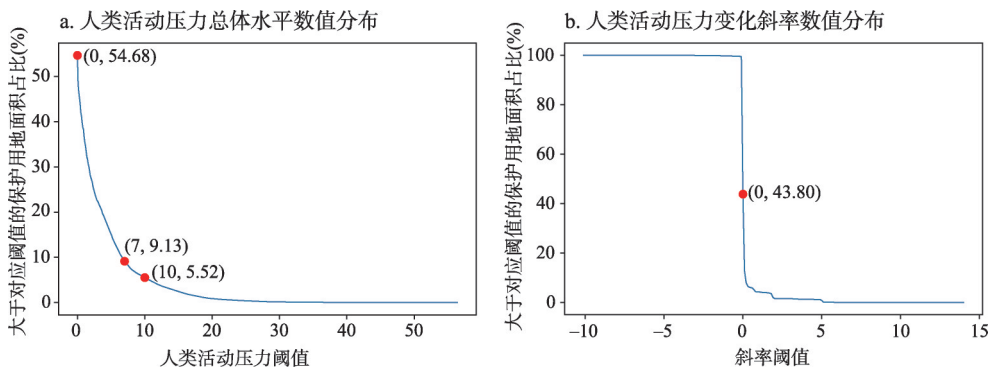


图3 2017年中国自然保护区人类活动压力指数总体水平和变化斜率数值分布
Fig. 3 Numerical distribution of the overall level and slope of Anthropogenic Pressure Index in China's nature reserves

3.3 中国自然保护区缓解人类活动压力的相对有效性分析

图4显示了中国自然保护区缓解人类活动压力的相对有效性指标空间分布。可以看出,全国大部分保护区的相对有效性指标都为负,数量占比约69.85%(表4),这些自然保护区在缓解人类活动压力方面的效果较好。其中,在六大地理分区中,东北、华北、西北、西南地区的相对有效性指标(平均值)为负,而华东和中南地区的相对有效性指标(平均值)为正(表4)。在不同保护区类型中,保护效果排序为荒漠生态>草原草甸>内陆湿地>森林生态>地质遗迹>古生物遗迹>野生动物>野生植物>海洋海岸(表5)。在不同保护区级别中,级别越高的保护区保护效果越好(表6),这与实际情况相符合。

表3 倾向得分匹配的平衡性检验结果
Tab. 3 Balance test results of propensity score matching

变量		均值		标准偏差 (%)	标准偏差减小 幅度(%)	t检测	
		实验组	对照组			t统计量	t检验相伴概率
lnpecp	匹配前	-2.5682	-2.8677	37.5		50.42	0.000
	匹配后	-2.5682	-2.5679	0.2	99.5	0.22	0.824
lntemp	匹配前	3.9294	3.9054	10.3		15.26	0.000
	匹配后	3.9294	3.935	-2.4	76.9	-2.55	0.011
lnslope	匹配前	0.76959	0.23972	29.9		44.54	0.000
	匹配后	0.76959	0.76637	0.2	99.4	0.22	0.829
lnelev	匹配前	6.7174	6.5833	9.1		12.84	0.000
	匹配后	6.7174	6.7039	0.9	89.9	1.07	0.286
lntjcq	匹配前	10.496	10.454	4.3		5.69	0.000
	匹配后	10.496	10.497	-0.0	99.3	-0.03	0.973
lntoroad	匹配前	10.805	10.716	7.5		10.06	0.000
	匹配后	10.805	10.797	0.7	91.0	0.76	0.445
lnlandcover	匹配前	0.73629	0.73672	-0.1		-0.10	0.918
	匹配后	0.73629	0.74132	-0.9	-1053.9	-1.07	0.284

注：lnpecp代表降水，lntemp代表温度，lnslope代表坡度，lnelev代表高程，lntjcq代表到城市建设用地的距离，lntoroad代表到道路的距离，lnlandcover代表土地覆盖类型。

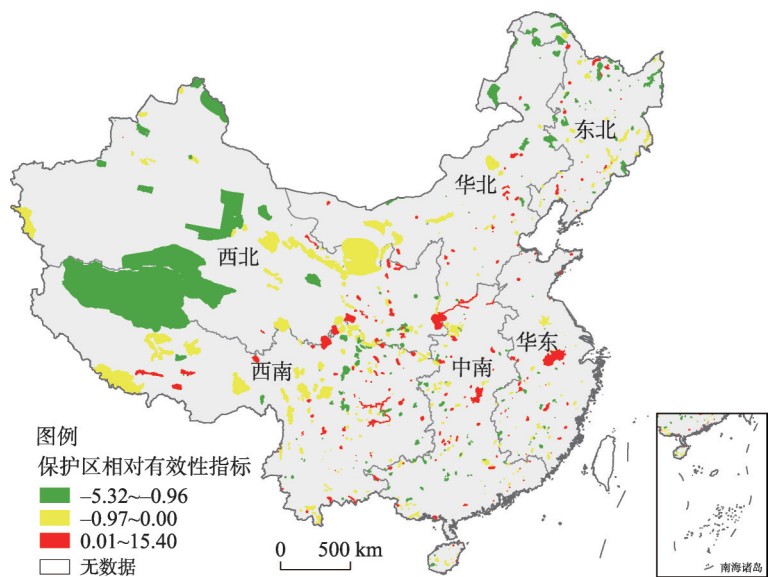


图4 2017年中国自然保护区缓解人类活动压力的相对有效性指标空间分布
Fig. 4 The spatial distribution of relative effectiveness of China's nature reserves for mitigating anthropogenic pressures

3.4 中国自然保护区建设对缓解人类活动压力的影响

面板模型结果见表7。从全国层面来看，相较于保护区外，中国自然保护区在2013—2017年可以缓解22.90%的人类活动压力。东北、华东和西南地区的自然保护区建设在缓解人类活动压力方面的效果最为显著，系数分别为-61.40%、-61.30%和-51.60%。需要注意的是，西北地区的保护区在2013—2017年并没有缓解人类活动压力，反而使人类活动压力增加。可能的原因是，中国西北地区人口较少，人类活动压力增加主要来源

表 4 2017 年中国自然保护区的相对有效性按六大区统计

Tab. 4 The statistics of relative effectiveness of the nature reserves in six regions of China

保护区类别	保护区数目	指标为负(%)	指标为正(%)	相对有效性(平均值)
东北	115	79.13	20.87	-0.40
华北	66	68.18	31.82	-0.31
华东	90	56.67	43.33	0.43
中南	154	66.23	33.77	0.06
西北	87	74.71	25.29	-0.30
西南	158	72.15	27.85	-0.18
全国	670	69.85	30.15	-0.11

表 5 2017 年中国自然保护区的相对有效性按保护区类别统计

Tab. 5 The statistics of relative effectiveness by type of nature reserves in China

保护区类别	保护区数目	指标为负(%)	指标为正(%)	相对有效性(平均值)
草原草甸	7	85.71	14.29	-0.37
地质遗迹	21	71.43	28.57	-0.04
古生物遗迹	11	81.82	18.18	-0.02
海洋海岸	11	63.64	36.36	0.53
荒漠生态	16	81.25	18.75	-0.67
内陆湿地	81	67.90	32.10	-0.28
森林生态	304	70.72	29.28	-0.18
野生动物	179	68.72	31.28	0.04
野生植物	40	62.50	37.50	0.19

表 6 2017 年中国自然保护区的相对有效性按保护区级别统计

Tab. 6 The statistics of relative effectiveness by level of nature reserves in China

保护区类别	保护区数目	指标为负(%)	指标为正(%)	相对有效性(平均值)
国家级	359	73.54	26.46	-0.29
省级	128	69.53	30.47	-0.06
地市级	46	63.04	36.96	0.06
县级	137	62.77	37.23	0.27

于道路建设，在西部大开发等政策影响下，西部地区的基础设施建设在这一阶段大幅增加，如公路和高铁，这使得保护区内的人类活动压力增加。

为了直观地看出不同压力指数在保护区内、外的增长量，本文计算了倾向得分匹配后随机点的人类活动压力增长量平均值（图 5，其中 5a~5f 为单一压力指数，5g 为综合压力指数，误差条为 1 个标准误差）。图 5a、5d、5f 中的单一压力指数均只有 2 个值，所以标准误差偏大，但本文研究的是综合压力指数，因此不影响最终结论。可以看出，公路压力增长量在综合压力增长量中占很大的比重（全国范围内，公路压力增长量总和占综合压力增长量总和的 82.30%），而西北地区保护区内公路压力的增长量和保护区外接近（图 5e），这证实了上述猜想。在 6 种单一压力指数中，除了农田以外，其他的压力均在增长，且保护区内的增长水平大都低于保护区外。值得注意的是，华北地区的保护区内人口压力增长水平高于保护区外（图 5b，保护区内：平均值为 0.09，标准误差为 0.0026；保护区外：平均值为 0.07，标准误差为 0.0007）。

表 7 基于倾向得分匹配的面板模型分析结果
Tab. 7 The results of the panel model based on propensity score matching

变量	(1)	(2)	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)
	全国	全国	东北	华北	西北	华东	西南	中南
<i>PAS</i>	-0.192*** (0.0138)	-0.229*** (0.0126)	-0.614*** (0.0292)	-0.263*** (0.0384)	0.252*** (0.0389)	-0.613*** (0.0194)	-0.516*** (0.0194)	-0.279*** (0.0081)
<i>lnelev</i>		-0.675*** (0.0034)	-0.568*** (0.0169)	-0.620*** (0.0113)	-0.697*** (0.0197)	-0.123*** (0.0063)	-1.183*** (0.0087)	-0.173*** (0.0036)
<i>lnslope</i>		0.252*** (0.0030)	-0.0282*** (0.0094)	0.175*** (0.0084)	0.306*** (0.0081)	-0.0141*** (0.0048)	0.0852*** (0.0063)	-0.0654*** (0.0025)
<i>lnpecp</i>		-0.0262*** (0.0005)	0.00668*** (0.0022)	-0.0125*** (0.0013)	-0.00529*** (0.0011)	-0.00353 (0.0026)	-0.0204*** (0.0010)	-0.0346*** (0.0016)
<i>Intemp</i>		-0.0878*** (0.0009)	-0.0284*** (0.0014)	-0.0660*** (0.0017)	-0.128*** (0.0021)	-0.297*** (0.0083)	-0.294*** (0.0058)	-0.164*** (0.0058)
<i>_cons</i>	1.383*** (0.0049)	6.010*** (0.0226)	5.145*** (0.0962)	5.403*** (0.0771)	6.030*** (0.1471)	4.294*** (0.0484)	11.38*** (0.0732)	3.951*** (0.0332)
<i>N</i>	587448	577719	55552	95390	147855	56697	142963	79062
<i>R</i> ²	0.0010	0.1677	0.1204	0.0948	0.0340	0.1580	0.2458	0.3527

注：*PAS*为虚拟变量，*lnelev*为高程，*lnslope*为坡度，*lnpecp*为降水，*Intemp*为温度；括号内的数字表示标准误差；*代表在0.1水平下显著，**代表在0.05水平下显著，***代表在0.01水平下显著。

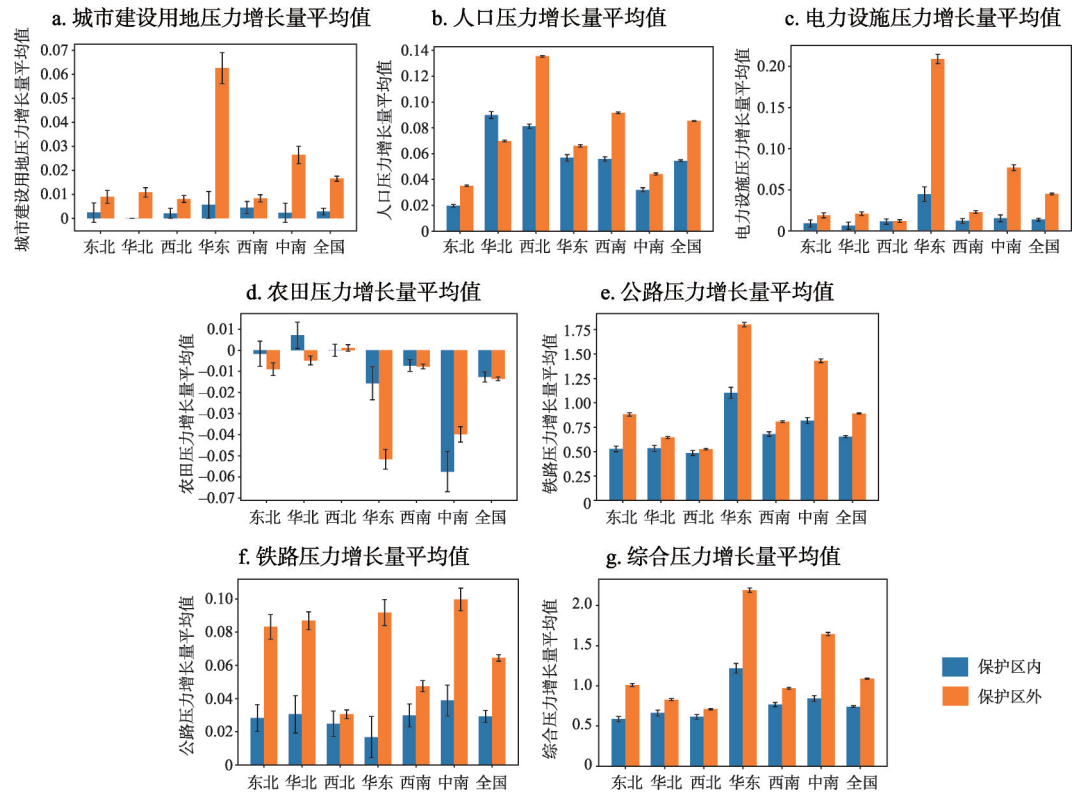


图 5 2013—2017 年人类活动压力增长量平均值(匹配后)

Fig. 5 Mean change in anthropogenic pressures between 2013 and 2017 (after matching)

4 结论与讨论

4.1 结论

本文提出了基于倾向得分匹配的方法来对中国自然保护区缓解人类活动压力进行研究,发现在2013—2017年中国自然保护区的人类活动压力总体呈现上升趋势。其中人类活动压力呈现上升趋势的保护区占保护区总数的86.72%,面积约占43.80%。

69.85%的自然保护区的相对有效性指标均为负,表现出较好的缓解人类活动压力的效果。尤其华东和中南地区的自然保护区内人类活动压力增长量远远超过其他地区,保护效果较差。在不同保护区类型中,除了海洋海岸、野生植物、野生动物类型以外,其余保护区类型的保护效果都较好。在不同保护区级别中则表现出级别越高的自然保护区保护效果越好。

2013—2017年中国自然保护区建设能缓解22.90%的人类活动压力。且保护区缓解人类活动压力的能力存在区域性差别,东北、华东地区和西南地区的保护区缓解人类活动压力的能力最为显著,系数分别为61.40%、61.30%和51.60%。但西北地区的保护区建设在研究时段内反而使人类活动压力增加,这可能与西部地区的基础设施建设在这一阶段大幅增加有关。

4.2 讨论

虽然中国69.85%的自然保护区在缓解人类活动压力方面表现出较好的效果,但华东和中南地区的自然保护区保护效果较差。因此,在这些区域需要控制保护区内开发与保护的关系,完善保护区管理体制。比如,在生物多样性和生态系统服务核心区,通过建设国家公园,实行划区管理^[36],既能减少人类活动压力,也能满足当地发展的需求。人类活动压力增长量大的自然保护区表现出相对有效性指标数值偏大,但从面板模型的结果中可以看出,不同区域有不同的发展水平和模式,在探讨保护区缓解人类活动压力的效果时不能一刀切。在控制人类活动压力增长的同时,为了使区域经济能持续健康发展,需要区域根据发展情况来制定不同的限制增长策略,划定生态红线。比如,西北地区大幅增加的基础设施建设削弱了其自然保护区的保护效果,这需要控制自然保护区内基础设施建设的增长;华北地区的自然保护区内人口压力增长水平高于保护区外,这就需要分析这种现象的原因,并制定相应的应对措施。

为了让数据在来源、分辨率上尽可能保持一致,本文没有考虑畜牧、偷猎、污染物等对自然系统产生的压力^[13],这会使自然保护区内的人类活动压力被低估。同样,本文的研究时段也受到了数据本身的限制。将本研究的自然保护区面积与全国自然保护区名录中记录的面积作对比,二者的 R^2 高达0.97,斜率接近1,说明该数据能较准确地反映保护区的分布,但数量上仍不全面(全国在2013年前建立的自然保护区共2706个,本文研究了其中的680个),这可能会对评价结果造成影响。面板模型的结果显示了保护区缓解人类活动压力的区域性差异,但本文并未深入探究区域性差异的成因及如何针对它来制定相应的管理制度,这可能是未来研究的方向。

虽然大数据和遥感在人类活动压力的研究中发挥着重要作用^[37],但数据在来源、分辨率、精确度上仍存在问题。比如,由于空间分辨率、数值单位等不同,常用来代表社会经济活动的两种夜间灯光数据NPP-VIIRS和DMSP/OLS^[38]还不能在时间分辨率上互补;来源一致、实时更新、精确度较高的道路数据较难获取;一些特殊的人类活动压力(比如偷猎、放牧等)也难以在大尺度上进行量化。因此,提高人类活动压力产品的质量是目前的研究方向之一。在评估自然保护区有效性的研究中,以人类活动压力作为有效

性指标^[22, 39]或以生物多样性和生态系统服务作为有效性指标^[40-44]的研究都很多, 但单方面评估的局限性很明显。未来对保护区有效性的研究应该聚焦到因果关系上, 比如人类活动压力如何影响不同自然保护区的保护结果, 以及这些保护结果将如何作出响应。

参考文献(References)

- [1] Xu W H, Xiao Y, Zhang J J, et al. Strengthening protected areas for biodiversity and ecosystem services in China. *PNAS*, 2017, 114(7): 1601-1606.
- [2] Bacon E, Gannon P, Stephen S, et al. Aichi Biodiversity Target 11 in the like-minded megadiverse countries. *Journal for Nature Conservation*, 2019, 51: 125723. DOI: 10.1016/j.jnc.2019.125723.
- [3] UNEP-WCMC, IUCN, NGS. Protected Planet Live Report 2021. 2021.
- [4] Jones K R, Venter O, Fuller R A, et al. One-third of global protected land is under intense human pressure. *Science*, 2018, 360(6390): 788-791.
- [5] Venter O, Sanderson E W, Magrach A, et al. Sixteen years of change in the global terrestrial human footprint and implications for biodiversity conservation. *Nature Communications*, 2016, 7: 12558. DOI: 10.1038/ncomms12558.
- [6] Veldhuis M P, Ritchie M E, Ogutu J O, et al. Cross-boundary human impacts compromise the Serengeti-Mara ecosystem. *Science*, 2019, 363(6434): 1424-1428.
- [7] Joshi A R, Dinerstein E, Wikramanayake E, et al. Tracking changes and preventing loss in critical tiger habitat. *Science Advances*, 2016, 2(4): e1501675. DOI: 10.1126/sciadv.1501675.
- [8] He C Y, Liu Z F, Tian J, et al. Urban expansion dynamics and natural habitat loss in China: A multiscale landscape perspective. *Global Change Biology*, 2014, 20(9): 2886-2902.
- [9] Di Marco M, Venter O, Possingham H P, et al. Changes in human footprint drive changes in species extinction risk. *Nature Communications*, 2018, 9(1): 4621. DOI: 10.1038/s41467-018-07049-5.
- [10] Harris N C, Mills K L, Harissou Y, et al. First camera survey in Burkina Faso and Niger reveals human pressures on mammal communities within the largest protected area complex in West Africa. *Conservation Letters*, 2019, 12(5): 12667. DOI: 10.1111/conl.12667.
- [11] Abukari H, Mwalyosi R B. Comparing pressures on national parks in Ghana and Tanzania: The case of Mole and Tarangire National Parks. *Global Ecology and Conservation*, 2018, 15: e00405. DOI: 10.1016/j.gecco.2018.e00405.
- [12] Geldmann J, Joppa L N, Burgess N D. Mapping change in human pressure globally on land and within protected areas. *Conservation Biology*, 2014, 28(6): 1604-1616.
- [13] Venter O, Sanderson E W, Magrach A, et al. Global terrestrial human footprint maps for 1993 and 2009. *Scientific Data*, 2016, 3: 160067. DOI: 10.1038/sdata.2016.67.
- [14] Hellwig N, Walz A, Markovic D. Climatic and socioeconomic effects on land cover changes across Europe: Does protected area designation matter? *PLOS ONE*, 2019, 14(7): e0219374. DOI: 10.1371/journal.pone.0219374.
- [15] Guetté A, Godet L, Juigner M, et al. Worldwide increase in Artificial Light At Night around protected areas and within biodiversity hotspots. *Biological Conservation*, 2018, 223: 97-103.
- [16] Durán A P, Rauch J, Gaston K J. Global spatial coincidence between protected areas and metal mining activities. *Biological Conservation*, 2013, 160: 272-278.
- [17] Radeloff V C, Stewart S I, Hawbaker T J, et al. Housing growth in and near United States protected areas limits their conservation value. *PNAS*, 2010, 107(2): 940-945.
- [18] Qiu C, Hu J M, Yang F L, et al. Human pressures on natural reserves in Yunnan Province and management implications. *Scientific Reports*, 2018, 8: 3260. DOI: 10.1038/s41598-018-21654-w.
- [19] Zhao Guanghua, Tian Yu, Tang Zhiyao, et al. Distribution of terrestrial national nature reserves in relation to human activities and natural environments in China. *Biodiversity Science*, 2013, 21(6): 658-665. [赵广华, 田瑜, 唐志尧, 等. 中国国家级陆地自然保护区分布及其与人类活动和自然环境的关系. *生物多样性*, 2013, 21(6): 658-665.]
- [20] Joppa L N, Pfaff A. High and far: Biases in the location of protected areas. *PLOS ONE*, 2009, 4(12): e8273. DOI: 10.1371/journal.pone.0008273.
- [21] Joppa L, Pfaff A. Reassessing the forest impacts of protection The challenge of nonrandom location and a corrective method. *Annals of the New York Academy of Sciences*. 2010, 1185: 135-149.
- [22] Geldmann J, Manica A, Burgess N D, et al. A global-level assessment of the effectiveness of protected areas at resisting anthropogenic pressures. *PNAS*, 2019, 116(46): 23209-23215.
- [23] Rosenbaum P R, Rubin D B. The central role of the propensity score in observational studies for causal effects.

- Biometrika, 1983, 70(1): 41-55.
- [24] Xu Haigen, Ding Hui, Ouyang Zhiyun, et al. Assessing China's progress toward the 2020 Global Biodiversity Targets. *Acta Ecologica Sinica*, 2016, 36(13): 3847-3858. [徐海根, 丁晖, 欧阳志云, 等. 中国实施2020年全球生物多样性目标的进展. *生态学报*, 2016, 36(13): 3847-3858.]
- [25] Shu Song, Yu Bailang, Wu Jianping, et al. Methods for deriving urban built-up area using night-light data: Assessment and application. *Remote Sensing Technology and Application*, 2011, 26(2): 169-176. [舒松, 余柏菡, 吴建平, 等. 基于夜间灯光数据的城市建成区提取方法评价与应用. *遥感技术与应用*, 2011, 26(2): 169-176.]
- [26] Dai Z X, Hu Y F, Zhao G H. The suitability of different nighttime light data for GDP estimation at different spatial scales and regional levels. *Sustainability*, 2017, 9(2): 305. DOI: 10.3390/su9020305.
- [27] Zhao N Z, Hsu F C, Cao G F, et al. Improving accuracy of economic estimations with VIIRS DNB image products. *International Journal of Remote Sensing*, 2017, 38(21): 5899-5918.
- [28] Zhao X, Li D R, Li X, et al. Spatial and seasonal patterns of night-time lights in global ocean derived from VIIRS DNB images. *International Journal of Remote Sensing*, 2018, 39(22): 8151-8181.
- [29] Sanderson E W, Jaiteh M, Levy M A, et al. The human footprint and the last of the wild. *Bioscience*, 2002, 52(10): 891-904.
- [30] Bowker J N, de Vos A, Ament J M, et al. Effectiveness of Africa's tropical protected areas for maintaining forest cover. *Conservation Biology*, 2017, 31(3): 559-569.
- [31] Kukkonen M O, Tammi I. Systematic reassessment of Laos' protected area network. *Biological Conservation*, 2019, 229: 142-151.
- [32] Shi H, Li X, Liu X P, et al. Global protected areas boost the carbon sequestration capacity: Evidences from econometric causal analysis. *Science of the Total Environment*, 2020, 715: 137001. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.137001.
- [33] Chen Qiang. *Advanced Econometrics and Stata Applications*. 2nd ed. Beijing: Higher Education Press, 2014: 542-545. [陈强. *高级计量经济学及Stata应用*. 2版. 北京: 高等教育出版社, 2014: 542-545.]
- [34] Rosenbaum P R, Rubin D B. Constructing a control group using multivariate matched sampling methods that incorporate the propensity score. *The American Statistician*, 1985, 39(1): 33-38.
- [35] Li Ben, Wu Lihua. Development zone and firms' growth: Research on heterogeneity and mechanism. *China Industrial Economics*, 2018(4): 79-97. [李贲, 吴利华. 开发区设立与企业成长: 异质性与机制研究. *中国工业经济*, 2018(4): 79-97.]
- [36] He Siyuan, Su Yang, Min Qingwen. Boundary, zoning, and land use management of the China national parks: Learning from nature reserves and scenic areas. *Acta Ecologica Sinica*, 2019, 39(4): 1318-1329. [何思源, 苏杨, 闵庆文. 中国国家公园的边界、分区和土地利用管理: 来自自然保护区和风景名胜区的启示. *生态学报*, 2019, 39(4): 1318-1329.]
- [37] Levin N, Ali S, Crandall D, et al. World Heritage in danger: Big data and remote sensing can help protect sites in conflict zones. *Global Environmental Change*, 2019, 55: 97-104.
- [38] Bennett M M, Smith L C. Advances in using multitemporal night-time lights satellite imagery to detect, estimate, and monitor socioeconomic dynamics. *Remote Sensing of Environment*, 2017, 192: 176-197.
- [39] Cao Wei, Huang Lin, Xiao Tong, et al. Effects of human activities on the ecosystems of China's National Nature Reserves. *Acta Ecologica Sinica*, 2019, 39(4): 1338-1350. [曹巍, 黄麟, 肖桐, 等. 人类活动对中国国家级自然保护区生态系统的影响. *生态学报*, 2019, 39(4): 1338-1350.]
- [40] Gray C L, Hill S L L, Newbold T, et al. Local biodiversity is higher inside than outside terrestrial protected areas worldwide. *Nature Communications*, 2016, 7: 12306. DOI: 10.1038/ncomms12306.
- [41] Geldmann J, Barnes M, Coad L, et al. Effectiveness of terrestrial protected areas in reducing habitat loss and population declines. *Biological Conservation*, 2013, 161: 230-238.
- [42] Wu R D, Zhang S, Yu D W, et al. Effectiveness of China's nature reserves in representing ecological diversity. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2011, 9(7): 383-389.
- [43] Andam K S, Ferraro P J, Pfaff A, et al. Measuring the effectiveness of protected area networks in reducing deforestation. *PNAS*, 2008, 105(42): 16089-16094.
- [44] Dähler N B, Holderegger R, Flora I, et al. Effectiveness of Swiss protected areas in maintaining populations of rare vascular plants. *Journal for Nature Conservation*, 2019, 52: 125749. DOI: 10.1016/j.jnc.2019.125749.

An assessment of the effectiveness of China's nature reserves for mitigating anthropogenic pressures based on propensity score matching

ZHANG Han¹, LI Xia², SHI Hong¹, LIU Xiaojuan¹

(1. Guangdong Key Laboratory for Urbanization and Geo-simulation, School of Geography and Planning, Sun Yat-sen University, Guangzhou 510275, China; 2. Key Lab of Geographic Information Science (Ministry of Education), School of Geographic Sciences, East China Normal University, Shanghai 200241, China)

Abstract: Assessing the effectiveness of nature reserves for mitigating anthropogenic pressures is essential for effective nature protection. The current research at national scale in China only compares anthropogenic pressures inside nature reserves to that outside, but fails to solve the problem of sample selection deviation, which will lead to bias in assessment results. In order to solve this problem, we adopted propensity score matching method to improve the accuracy of the results in the evaluation of nature reserves. The multi-source data were firstly integrated to build Anthropogenic Pressure Index in 2013, 2015, and 2017, then the propensity score matching method was applied to match the random points inside and outside the nature reserves, to make sure that the observed variables of the two comparison groups were as similar as possible. Finally, we used relative effectiveness indicator and panel model to assess the effectiveness of 680 nature reserves in China for mitigating anthropogenic pressures from 2013 to 2017 at different levels. The results show that: (1) From 2013 to 2017, 86.72% of China's nature reserves experienced a positive trend of anthropogenic pressures, which accounted for 43.80% of the total area. (2) Some 69.85% of nature reserves performed well in mitigating anthropogenic pressures. Except for marine coasts, wild plants, and wild animals, the types of nature reserves were under sound protection, and the higher the level of nature reserves, the better the protection effectiveness. (3) From 2013 to 2017, anthropogenic pressures were mitigated by 22.90% by the construction of China's nature reserves, and there were regional differences regarding the degree of mitigation. The results can provide a more scientific reference for future monitoring, assessment and management of nature reserves in China.

Keywords: nature reserves; anthropogenic pressures; propensity score matching; effectiveness evaluation; panel model