

DOI: 10.20103/j.stxb.202404110790

李怡,柯杰升.生态产品价值实现与保护地农民共富:来自大熊猫栖息地的证据.生态学报,2024,44(24):11375-11386.

Li Y, Ke J S. Value realization of ecological products and co-enrichment of farmers in protected areas: Evidence from Giant Panda habitat. Acta Ecologica Sinica, 2024, 44(24): 11375-11386.

# 生态产品价值实现与保护地农民共富:来自大熊猫栖息地的证据

李 怡,柯杰升\*

华南农业大学经济管理学院,广州 510642

**摘要:**在我国自然保护取得历史性成就背景下,占陆域国土面积 18% 的保护地仍然面临着发展不充分不平衡的问题。生态产品价值实现旨在将高水平保护的成果转化为推动高质量发展的新质生产力,以解决保护地农村农民面临的共富挑战。从解析生态价值转化衔接保护政策与农民福利的作用机理出发,为发展生态产业、形成保护地内生发展动力和利益导向的保护机制提供理论支持。聚焦生态价值转化实践,从产业发展视角构造评价指标并测度价值实现水平。以大熊猫栖息地分布区域为对象,基于 2058 个县级面板数据开展价值转化促进共同富裕的因果检验。结果显示,相比设立国家级保护区的县域,被纳入国家公园的县域有更高的生态产品价值实现水平,价值实现更显著地提升了农民收入,弥合了城乡差距,其共富效应随地方财政支出和农村就业的增加而不断增强,且生态旅游、生态农业、生态文化表现出差异化的影响。研究提炼了以生态价值转化推动“保护促发展”和“发展促保护”的逻辑链,提出引导消费者“走进来”和生态产品“走出去”相结合的价值实现路径,为新时期保护地体系建设提供决策参考。

**关键词:**生态产品价值实现;保护地;收入效应;收入分配效应

## Value realization of ecological products and co-enrichment of farmers in protected areas: Evidence from Giant Panda habitat

LI Yi, KE Jiasheng\*

College of Economics and Management, South China Agricultural University, Guangzhou 510642, China

**Abstract:** While China has made historic achievements in nature conservation, the protected areas, which account for 18% of the land area, are still facing development difficulties. The value realization of ecological products aims to transform the results of high-level protection into new quality productivity that promotes high-quality development, so as to solve the co-enrichment challenges faced by rural farmers in protected areas. Based on the analysis of the mechanism of ecological value transformation linking conservation and farmers' welfare, this paper provides theoretical support for the ecological industry to form endogenous development power and interest-oriented conservation mechanism of protected area. Evaluation index and measurement method of value realization level from the perspective of industrial development are put forward. Then, taking Giant Panda habitat as the object, the causality test of ecological value transformation to promote co-enrichment are carried out with 2058 county-level panel data. The results show that compared with counties with national protected areas, counties included in national parks have a higher level of realization of the value of ecological products, which significantly increases farmers' income and bridges the gap between urban and rural. The co-enrichment effect is enhanced with the increase of fiscal expenditure and rural employment, and the eco-tourism, eco-agriculture and eco-culture show different influences.

**基金项目:**国家自然科学基金青年基金项目(72303070);清华大学中国农村研究院博士论文奖学金项目(202308)

**收稿日期:**2024-04-11; **网络出版日期:**2024-09-09

\* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: 490303002@qq.com

The paper puts forward the logic chain of “protection for development” and “development for protection” through the ecological value transformation, and the value realization path that guides consumers to “come in” and ecological products to “go out”, which provides decision-making reference for the conservation system conservation in new era.

**Key Words:** realizing the value of ecological products; protected area; income effect; distributive effect

实现全体人民共同富裕是新时期党和国家的使命任务。当前,我国不同区域、城乡和农村不同群体之间依然存在着明显的以收入水平为核心的发展差距<sup>[1]</sup>。尤其是,受限于长期以来的地理阻隔、资源利用限制和发展机会缺失,我国的自然保护地面临着尤为突出的共富挑战。作为全球生物多样性最丰富的国家之一,我国于 1956 年开启自然保护区建设,对野生珍稀动植物和自然生态系统进行保护。根据自然资源部统计,我国现已建成各类自然保护地 1.18 万个,面积超过 1.7 亿公顷,覆盖陆域国土面积 18%,有效保护了 90% 的植被类型和陆地生态系统、65% 的高等植物群落、85% 的重点保护野生动物种群。尽管如此,在全国 2750 个保护区分布的 1634 个县(区)中,532 个县(区)与 2014 年公布的原国家级贫困县重叠,630 个县(区)与 2016 年公布的限制或禁止开发的重点生态功能区重叠,分别占原国家级贫困县和重点生态功能区县的 63.94% 和 77.02%,呈现出资源富集区、生态功能区与相对贫困区高度重叠的特征。生态经济失衡使保护地成为我国巩固脱贫攻坚成果和实施乡村振兴的薄弱环节<sup>[2]</sup>。

从破解“丰裕中的贫困”出发,将“绿水青山”的资源优势转化为“金山银山”的经济优势,是以高水平保护促进高质量发展、建设人与自然和谐共生现代化的关键所在。为此,我国在“两山”理论指引下开展了生态价值向经济价值转化的广泛实践,提出了“生态产品价值实现”这一创新性战略举措<sup>[3]</sup>。价值实现的过程,本质上是以发展经济的方式解决生态保护的外部性问题,以市场化机制使原住民、社区、地方政府作为生态物质产品和服务产品的供给主体获取“生态红利”,激发生态保护的内在动力<sup>[4]</sup>,推动绿色可持续发展和中国特色社会主义生态文明建设进程。

当前,我国正在从以保护区为主体向以国家公园为主体的自然保护体系建设转型,“保护优先”的治理理念逐渐向“保护与发展兼容”和“保护促发展”转变<sup>[5]</sup>。但是学术界对于生态价值转化如何与保护政策有效衔接并促进农村农民共同富裕,仍然鲜少理论和证据支撑。共富视域下生态产品价值实现如何解决区域、城乡和收入不平衡的基本矛盾、如何以保护促发展、以发展促保护,是中国和全球保护行动共同关注的焦点。

## 1 文献回顾

建立自然保护地是世界各国应对生物多样性丧失、维护生态安全的共同举措<sup>[6]</sup>。大量国内外研究聚焦保护政策的生态有效性进行了评价,包括栖息地面积、森林覆盖、火灾发生率、物种数量和丰富度等<sup>[6,7-9]</sup>。随着生态保护限制了密集的资源开采和商业开发,所导致的就业和税收损失使其被视作与经济增长不相容<sup>[10]</sup>。越来越多的研究意识到,孤立地实现生态目标可能对其他目标的可持续发展产生负面影响,进而破坏保护成果本身<sup>[11]</sup>。20 世纪 90 年代以来,从保护中获得长期经济收益并惠益当地社区被视作拯救生物多样性的主要解决方案<sup>[10]</sup>,以“命令和控制”执行的保护政策逐渐向“基于市场的工具”(Market-based Instruments, MBIs)等新一代环境政策过渡,减贫和社区发展日益成为备受关注的指标<sup>[12]</sup>。

实现保护和发展“双赢”目标的关键途径之一是通过生态旅游、生态农业、许可证交易和生态补偿等市场化路径获取替代性生计和收入<sup>[13]</sup>,降低采伐、开垦、矿产开发等对自然资源的破坏性利用。作为中国化的理念和实践创新,“生态产品价值实现”体现了以市场机制获得生态产品的“正确价格”、解决外部性导致的市场失灵的思想<sup>[4]</sup>,范畴超越了西方语境下基于市场环境主义和人类中心主义的 MBIs,强调以产业生态化和生态产业化促进生态价值显化、增值<sup>[14]</sup>,使自然生态系统的诸多有形和无形利益变现为社区居民收入和社会福利,形成乡村内生发展的长效机制和保护生态环境的利益导向机制<sup>[15]</sup>。

在生态产品价值实现水平的测度方面,欧阳志云等<sup>[16]</sup>较早提出了生态系统生产总值(Gross Ecosystem Product, GEP)的核算方法。近年来,研究者进一步从生态系统供给、调节、文化服务的类别构建复合指标体系,对价值实现水平进行了测度<sup>[17-20]</sup>,包括从投入产出角度考察价值转化效率<sup>[17]</sup>、运用市场价值法和当量因子法核算生态产品实物量和价值量<sup>[18]</sup>、以生态产品价值实现量与 GEP 的比值测算生态产品价值实现率<sup>[19]</sup>等。进一步,现有研究运用计量工具考察了价值转化对城乡收入差距<sup>[17]</sup>、县域经济发展<sup>[20]</sup>、城乡融合<sup>[19]</sup>等社会福利变化的影响。从影响路径来看,市场化路径凸显了生态系统蕴含的多样化价值<sup>[21]</sup>,形成欠发达地区的特色化、差异化发展模式以及与城市互补的生活场域、投资空间<sup>[22]</sup>,成为区域和农村经济增长的动力源,促进了城乡融合<sup>[23]</sup>。微观层面上,通过产业发展能够创造直接或者间接就业机会,带动农民尤其是贫困户就地就近就业创业,提高当地工资水平并触发更广泛的与便利设施相关的增长<sup>[4]</sup>。评价结果显示,价值实现总体上提高了农民福祉<sup>[2]</sup>,环境收入能够显著提升农民保护意愿和行动,纾解“靠山吃山”的资源利用压力<sup>[24]</sup>,实现保护与发展的良性互动。多种转化路径中,旅游业催生了最重要的福利效应<sup>[13]</sup>。生态农业的收入贡献则面临着生产者信息水平、技术能力以及高昂认证费用等实施成本的制约<sup>[25]</sup>。与此同时,精英捕获、头部效应、外来投资者超额获取生态红利等现象亦普遍存在<sup>[26]</sup>。

有关生态产品价值实现共富效应的研究缺少对保护地的关注,同时,复合的价值实现评价体系难以厘清保护政策、价值转化与共同富裕的因果链接。基于此,本文拟实现的边际贡献包括:一是揭示生态产品价值实现改善保护地农民福利的作用路径与内在机理,为引入市场化机制实现生态经济协同发展提供理论支持。二是聚焦价值实现的结果,从产业发展视角构造评价指标,以期识别价值实现的方式、程度并引导其发展;三是测度价值实现在何种程度上促进了保护地区域城乡协调发展并辨析其异质性,为新时期的保护理念和政策行动提供决策参考。

## 2 理论分析与研究假设

理解保护地农村农民如何从生态产品价值实现中受益,对于在生态文明建设取得历史性成就背景下推动共同富裕至关重要。关于保护与福利的联系可追溯至 Von Thünen<sup>[27]</sup>的经典理论。其核心思想认为土地被分配到的最佳用途取决于地理区位。被划定为保护区的土地本身具有“偏且远”的特征,加之保护政策限制会进一步弱化其农业产业效益,进而导致土地总租金下降并挤出被限制产业的劳动力<sup>[12]</sup>,区域劳动力供给相对过剩进一步导致实际工资降低<sup>[28]</sup>。

Fujita 和 Krugman<sup>[29]</sup>以及 Robalino<sup>[30]</sup>先后对 Von Thünen 模型进行修正以探讨保护政策如何影响当地土地租金、工资和福利。Robinson 等<sup>[31]</sup>、Robinson 和 Lokina<sup>[28]</sup>以及 Yergeau 等<sup>[32]</sup>等进一步尝试构造两部门模型,纳入藉由保护政策产生的替代产业,如生态旅游,揭示保护政策可能惠益农民福利的内在机制。基于现有研究,本文开发了一个解释生态价值转化、保护政策和农民福利之间关联的理论框架,以解析市场化协同保护与发展的机理。考虑存在于保护地县域的两个生产部门:①传统产业,由直接利用自然资源的所有生产活动组成,包括农业开垦、木材采伐、非木材产品采集以及矿山开采等活动。②生态产业,包括改造传统农林业、开展环境友好型生产、与景观、文化互动提供自然教育、旅游休闲、体育活动、文化遗产和康养医疗等游憩及其衍生品、开展碳排放权、水权、排污权等虚拟环境商品生产和交易等非破坏性活动。当地农民在从事两部门的生计之间进行决策。

设农民从事传统产业和生态产业的生产函数分别为:

$$Y_T = F(L_T(R(\varphi)), K_T, R(\varphi)) \quad (1)$$

$$Y_E = G(L_E, K_E, Q(\varphi)) \quad (2)$$

其中,  $\varphi$  表示当地自然保护政策,  $R(\cdot)$  是农民可利用的自然资源量,如木材、中药材、野生菌、矿产、水电等,是  $\varphi$  的递减函数,意味着当地可利用的自然资源量随保护程度  $\varphi$  的增加而减少,即  $\frac{\partial R(\varphi)}{\partial \varphi} < 0$ 。  $L_T(\cdot)$  是农民投

入传统产业的劳动力,随可利用自然资源量的增加而增加,有 $\frac{\partial L_T(\cdot)}{\partial R(\cdot)} > 0$ 。 $K_T$ 是农民投入传统产业的可用资本。 $Y_T$ 是农民在传统产业部门中的产量,存在边际收益递减,即 $\frac{\partial F(\cdot)}{\partial L_T(\cdot)} < 0$ ,  $\frac{\partial^2 F(\cdot)}{\partial L_T^2(\cdot)} > 0$ ,  $\frac{\partial F(\cdot)}{\partial R(\cdot)} > 0$ ,  $\frac{\partial^2 F(\cdot)}{\partial R^2(\cdot)} < 0$ 。 $Q(\cdot)$ 是当地的环境质量,如物种数量、自然风景、清洁水源、洁净空气等。 $Q(\cdot)$ 是 $\varphi$ 的递增函数,随当地自然保护程度 $\varphi$ 的增加而增加,即 $\frac{\partial Q(\varphi)}{\partial \varphi} > 0$ 。 $L_E(\cdot)$ 是农民投入生态产业的劳动力, $Y_E$ 是农民从事生态产业的产量,同样存在边际收益递减,即 $\frac{\partial G(\cdot)}{\partial L_E(\cdot)} < 0$ ,  $\frac{\partial^2 G(\cdot)}{\partial L_E^2(\cdot)} > 0$ ,  $\frac{\partial G(\cdot)}{\partial Q(\cdot)} > 0$ ,  $\frac{\partial^2 G(\cdot)}{\partial Q^2(\cdot)} < 0$ 。

假定标准化的劳动力供给为 $L_T(\cdot) + L_E(\cdot) = 1$ ,农民通过劳动力和资金的配置获得最高可支配收入:

$$\max_{K_T, K_E} W = [P_T F(L_T(R(\varphi)), R(\varphi), K_T) + P_E G((1-L_T(R(\varphi))), Q(\varphi), K_E)] \quad (3)$$

Subject to  $(K_T + K_E) \leq S + \bar{K}$

其中, $P_T$ 和 $P_E$ 分别表示传统和生态产业的产品价格, $S$ 是农民用于投资的自有资金, $\bar{K}$ 是农民可以获得最高信贷额度。

一阶条件满足:

$$\frac{\partial W^*}{\partial X} = 0, \text{ for } X = K_T \quad K_E \quad (4)$$

在没有保护政策情况下,即当 $\varphi \rightarrow 0$ 时,农民收入最大化的投入模式为 $Y_T^* = F(L_T(R(0)), R(0), K_T^*)$ 和 $Y_E^* = G((1-L_T(R(0))), Q(0), K_E^*)$ ,可能存在两种情况:①当 $L_T^*(0) \rightarrow 1$ 且 $\frac{\partial W^*}{\partial K_T} > \frac{\partial W^*}{\partial K_E}$ 恒成立时,全部劳动力投入到传统产业为最优;②更一般的情况是,由于存在资源约束,上述条件往往难以成立( $L_T^*(0) < 1$ ),传统部门在投入一定比例的劳动力后会发生边际收益递减,从而出现传统产业部门的劳动力过剩。在此情况下,只要剩余劳动力在生态产业中的生产收益大于在传统产业中的生产收益,那么将剩余劳动力投入到生态产业部门将有利于农民收入增长。

在实施保护政策情况下,生态产品价值实现对农民可支配收入(福利)的边际影响为:

$$\begin{aligned} \frac{\partial W^*}{\partial \varphi} = & P_T \frac{\partial F(L_T(R(\varphi)), R(\varphi), K_T)}{\partial L_T(R(\varphi))} \times \frac{\partial L_T(R(\varphi))}{\partial R(\varphi)} \times \frac{\partial R(\varphi)}{\partial \varphi} + P_T \frac{\partial F(L_T(R(\varphi)), R(\varphi), K_T)}{\partial R(\varphi)} \times \frac{\partial R(\varphi)}{\partial \varphi} + \\ & P_E \frac{\partial G((1-L_T(R(\varphi))), Q(\varphi), K_E)}{\partial (1-L_T(R(\varphi)))} \times \left(-\frac{\partial L_T(R(\varphi))}{\partial R(\varphi)}\right) \times \frac{\partial R(\varphi)}{\partial \varphi} + P_E \frac{\partial G((1-L_T(R(\varphi))), Q(\varphi), K_E)}{\partial Q(\varphi)} \times \\ & \frac{\partial Q(\varphi)}{\partial \varphi} \end{aligned} \quad (5)$$

由于 $\frac{\partial F(\cdot)}{\partial R(\cdot)} > 0$ 和 $\frac{\partial R(\varphi)}{\partial \varphi} < 0$ ,  $\frac{\partial G(\cdot)}{\partial Q(\cdot)} > 0$ 和 $\frac{\partial Q(\varphi)}{\partial \varphi} > 0$ ,可得:

$$P_T \frac{\partial F(L_T(R(\varphi)), R(\varphi), K_T)}{\partial R(\varphi)} \times \frac{\partial R(\varphi)}{\partial \varphi} < 0 \quad (6)$$

$$P_E \frac{\partial G((1-L_T(R(\varphi))), Q(\varphi), K_E)}{\partial Q(\varphi)} \times \frac{\partial Q(\varphi)}{\partial \varphi} > 0 \quad (7)$$

再由于 $\frac{\partial F(\cdot)}{\partial L_T(\cdot)} > 0$ 和 $\frac{\partial L_T(\cdot)}{\partial R(\cdot)} > 0$ ,可得:

$$P_T \frac{\partial F(L_T(R(\varphi)), R(\varphi), K_T)}{\partial L_T(R(\varphi))} \times \frac{\partial L_T(R(\varphi))}{\partial R(\varphi)} \times \frac{\partial R(\varphi)}{\partial \varphi} < 0 \quad (8)$$

根据  $\frac{\partial G(\cdot)}{\partial L_E(\cdot)} > 0$  和  $L_E = 1 - L_T$  得到:

$$P_E \frac{\partial G((1-L_T(R(\varphi))), Q(\varphi), K_E)}{\partial (1-L_T(R(\varphi)))} \times \left( -\frac{\partial L_T(R(\varphi))}{\partial R(\varphi)} \right) \times \frac{\partial R(\varphi)}{\partial \varphi} > 0 \quad (9)$$

根据式(9)可知,过强的保护政策  $\varphi$  的实施,将极大地抑制农民对传统产业部门的资源利用  $R(\varphi)$ ,导致其福利损失。而在恰当的保护水平下,通过环境质量  $Q(\varphi)$  改善,能够促进生态产业部门的发展,增加农民就地就近就业创业的机会和替代收入。即本文将验证的第一个假说为:

H1a: 保护政策通过促进生态产业发展提高当地农村农民收入水平,弥合城乡收入差距;

H1b: 不同强度的保护政策下,生态产业对当地农民具有差异化的收入效应和收入分配效应。

进一步,生态产业发挥积极的福利效应需要两方面的协同机制。一是产业协调效应,根据式(6)和(7)可以发现,保护政策的实施将强化生态产业部门的比较收益,同时弱化传统产业部门的比较收益,而替代产业收益的增加能否抵消传统部门收益下降,是影响农民收入的关键。因此,营造良好营商环境并优化城乡公共服务至关重要<sup>[33]</sup>。其中,政府支出的增加有助于完善农村软硬件建设,推进城乡基本公共服务均等化,提升生态产业效率<sup>[34]</sup>。

另一个协同路径是就业配置效应,根据式(8)和(9),农民能否根据保护政策下资源特性的改变,适时地向生态产业部门配置劳动力,也将影响其最终收益。长期以来,保护地存在大量相对贫困人口的重要原因在于当地缺少工作机会<sup>[35]</sup>,当地农民大多只能从事传统农业以及采集、采伐、放牧等以维持生计。因此,更高水平的生态产业发展需要在政府引导下,以龙头企业、中小微企业、各类社会资本等多元主体共同参与,增加就业机会和工资水平,让生态产业部门覆盖更大范围、更多数量的农民,打破保护地以农为主的传统经济结构<sup>[15]</sup>。这是保护政策下改善农民福祉、弥合发展差距的关键。则本文还将验证的假说为:

H2a: 有效的地方财政支出有助于发挥保护地生态产业的共富效应;

H2b: 更高水平的农村就业有助于提升保护地生态产业的共富效应。

### 3 数据、模型与变量选择

#### 3.1 数据说明

本文以大熊猫栖息地分布的四川、陕西、甘肃三省 17 市(州)下辖 147 个区县(去掉中心城区)为研究对象,从县域层面考察不同保护政策下生态产品价值实现的收入效应和收入分配效应,时间跨度为 2009—2022 年,总样本为 2058。以大熊猫栖息地为对象,首先是因为该区域所处的秦岭、岷山、邛崃、大、小相岭和凉山六大山系为生物多样性热点地区,是全球地理景观、生态系统类型和生物物种最丰富的地区之一,是国家生态安全屏障的关键区域,同时也是高山区、深山区、贫困人口与少数民族聚居区的叠加区域<sup>[36]</sup>,地区经济发展和农村居民收入水平低,资源依赖度高,生态保护与经济矛盾的矛盾尤为突出。

第二,作为明星动物和旗舰物种,大熊猫保护起步早,力度大,投入高,是中国生物多样性保护的示范区。根据第四次全国大熊猫调查,1963—2013 年,我国共建立了 67 处以大熊猫为对象的自然保护区,总面积 33600km<sup>2</sup>,覆盖了 53.8% 的大熊猫栖息地,保护了 66.8% 的野生大熊猫种群。2015、2017、2019 年,中办、国务院先后出台《国家公园体制试点方案》、《大熊猫国家公园体制试点方案》、《大熊猫国家公园规划》,将野生大熊猫种群高密度区、主要栖息地、局域种群遗传交流廊道合计 80 多个保护地划入国家公园,总面积 27134km<sup>2</sup>。大熊猫国家公园成为我国首批试点和正式成立的国家公园之一,也是涉及省份最多、人口最多、保护地类型和数量最多的国家公园。

大熊猫栖息地在建设以国家公园为主体的保护地体系过程中,一方面强化了矿业权退出、小水电关停、房地产开发限制以及管护力度加强等措施,另一方面积极开展多区域、多层次、多领域的生态产品价值创新实践,如观光游览、自然教育、民族文化体验、森林探险等,并且围绕生态产品生产、加工、销售推出一系列优质产

品,如蜂蜜、野生菌、中药材、茶叶等,建立了全国首个生态产品产销联盟,打造了“熊猫乡村”、“熊猫林里”、“熊猫友好型产品”等区域品牌。在生态价值实现方面的创新实践有望为全球生物多样性保护提供借鉴。

本文的数据主要来源于三个方面:一是各省、市、县的统计年鉴,缺失数据通过各县 2009—2022 年的国民经济和社会发展统计公报进行补充;二是从 Google Earth Engine、地球资源数据云平台获取降雨量、年日照时数等数据;三是在商业查询平台天眼查等数据库中爬取每个县域各年度注册机构的信息,数据获取时间为 2023 年 12 月。结合四川省农业农村厅《四川省休闲农业统计》、陕西省农业农村厅新型经营主体统计信息提取生态产业的相关变量。

### 3.2 模型设定

采用双向固定效应模型(Two-ways fixed-effects model)估计县域生态产品价值实现对农民收入和城乡收入差距的影响。模型设定如式(10):

$$Y_{i,t+1} = a_0 + a_1 EI_{i,t} + a_2 \text{Control}_{i,t} + \vartheta_i + u_t + \varepsilon_{i,t} \quad (10)$$

其中, $Y_{i,t+1}$ 为本文的被解释变量,是以农民收入和城乡收入差距衡量的共富效应,分别为县域*i*在*t*+1年的农村人均可支配收入 $\text{Income}_{i,t+1}$ ,城乡可支配收入比 $\text{Gap}_{i,t+1}$ 。这里采用被解释量的滞前项以反映解释变量影响的时滞。 $EI_{i,t}$ 是以生态产业表征的县域生态产品价值实现水平。 $\text{Control}_{i,t}$ 表示影响县域农民收入的控制变量, $\vartheta_i$ 、 $u_t$ 、 $\varepsilon_{i,t}$ 分别表示县域固定效应(County FE)、年份固定效应(Year FE)和随机扰动项。

进一步,本文的主要目的是考察不同保护政策下生态产品价值实现的共富效应。在我国自然保护政策的变迁过程中,以自然保护区建设为主的历史时期采取了抢救性、封闭式、堡垒式保护<sup>[5]</sup>,保护区内及周边居民的采伐、采矿、种植、放牧、采药等活动被严格限制,诱发了保护与发展之间的长期矛盾。自国家公园建设以来,高位推动下出台了一系列制度文件,提出特许经营、保护地役权以及社区共管等改革措施,明确将科学保护和合理利用作为国家公园的双重内核,致力于在“保护第一”约束下以适度的市场化机制促进生态产品价值转化<sup>[4]</sup>。故在式(1)基础上,引入表征保护政策强度的变量,设置基础模型如式(11):

$$Y_{i,t+1} = \beta_0 + \beta_1 EI_{i,t} \times NP_{i,t} + \beta_2 EI_{i,t} \times PA_{i,t} + \beta_3 EI_{i,t} + \beta_4 NP_{i,t} + \beta_5 PA_{i,t} + \beta_6 \text{Control}_{i,t} + \vartheta_i + u_t + \varepsilon_{i,t} \quad (11)$$

式中, $NP_{i,t}$ 为纳入国家公园建设的县域,以 2015 年出台《国家公园体制试点方案》为节点,2015 年之前, $NP_{i,t} = 0$ ,2015 年及之后,纳入国家公园的 30 个县 $NP_{i,t} = 1$ 。 $PA_{i,t}$ 为设有国家级保护区的县,38 个设有国家级保护区的县域 $PA_{i,t} = 1$ ,没有则为 0。被纳入国家公园后不再同时计入保护区县。核心解释变量为生态产业和国家公园、保护区政策的交互项形式,即 $EI_{i,t} \times NP_{i,t}$ 和 $EI_{i,t} \times PA_{i,t}$ ,其估计系数 $\beta_1$ 、 $\beta_2$ 反映了不同类型保护地生态产品价值实现收入效应的异质性。

### 3.3 变量定义及描述性统计

核心解释变量:生态产品价值实现的测度是本文拟突破的关键。在大熊猫栖息地,已有团队进行了生态产品总值(GEP)的估值研究<sup>[37]</sup>。相比较理论价值,本文认为,生态产业发展水平(Ecological industry, EI)是生态产品价值实现的重要表征,体现了价值转化的过程和结果。在大熊猫国家公园及保护区所在地,广泛开展了以游憩、休闲、自然教育、康养、文化创意等生态旅游为主的文化价值实践,以生态种植、养殖、认证等生态农业为主的供给服务价值实现以及碳交易、水权交易等许可证交易为主的调节服务价值实现<sup>[26]</sup>,本文以实体经济发展水平反映县域生态产品价值实现。具体地,参照文化、旅游、数字产业发展水平的相关评价<sup>[38-40]</sup>,采用从事生态旅游、生态农业、生态文化以及许可证交易的企业、合作社、机构等经营主体数量进行衡量。如表 1 所示,以“农家乐”、“民宿”、“酒店”、“研学”、“大熊猫”、“国家公园”、“有机”、“绿色”、“碳汇”、“矿泉水”等关键词在商业查询网站“天眼查”(https://www.tianyancha.com/)进行变量筛选,按照省-市-县和不同年度统计经营主体的数量。各类经营主体数量越多,表示以创业和就业形式从事生态价值转化的群体越多,则生态产业发展水平越高<sup>[41]</sup>。

同时,参照 IUCN 自然保护地分类,以国家公园(National Parks, NP)和保护区(Protected Areas, PA)代理不同强度的保护政策。国家级保护区(分类为 I a)代表严格自然保护区,国家公园(分类为 II)代表严格保护

前提下的有限利用。根据表 2 所示描述性统计,研究区域平均每个县域的新型经营主体为 328 个,其中国家公园县的经营主体数为 791 个,保护区县为 292 个。国家公园县生态价值实现水平高于保护区县和平均水平。

表 1 生态产品价值实现的评价指标

Table 1 Evaluation index for realizing the value of ecological products

评价指标 Index	指标类别 Category	价值形态 Value form	产品形态 Product form	产业形态 Industrial form	变量筛选 Variable selection
生态产品价值实现水平 Value realization level of ecological products	文化服务	游憩、景观、文化、教育	旅游及其衍生品、大熊猫及各类动植物文创产品	生态旅游、生态文化产业	农家乐、民宿、星级酒店、研学机构、经营“大熊猫”和“国家公园”文创产品的企业
	供给服务	初级产品、加工品	生态认证的农、林产品及其加工品	生态农业	有机产品、绿色食品、地理标志产品的从业企业、农场、合作社等
	调节服务	固碳释氧、水源涵养、空气净化等	碳汇、饮用水等	碳汇产业、饮用水产业	从事碳汇交易及饮用水供应的企业等经营主体

被解释变量:在测度共同富裕的多样化指标中,收入通常被视作欠发达地区发展的核心概念<sup>[23]</sup>。本文采用农村居民人均可支配收入检验生态产品价值实现的收入效应,采用城/乡居民人均可支配收入衡量收入差距,检验生态产品价值实现的收入分配效应。

控制变量:影响农村居民收入和城乡收入差距的因素十分复杂,参考已有文献<sup>[42—43]</sup>,本文选取地区经济发展水平(GDP)、城镇化率、年降雨量、乡镇规模和金融资本作为控制变量。同时,还将采用年均日照量作为工具变量进行内生性检验,采用财政支出和农村就业人数进行机制检验。表 2 展示了上述变量的定义和描述性统计。

表 2 变量的定义及描述性统计

Table 2 Descriptive statistics of variables

变量 Variables	定义/单位 Definition/Unit	样本量 Sample size	均值 Mean	标准差 Standard deviation
生态产业 EI	生态产业经营主体累计数/个	2058	328.346	494.278
国家公园县 NP	被纳入国家公园=1,否=0	2058	0.117	0.318
保护区县 PA	有国家级保护区=1,无=0	2058	0.229	0.421
农民人均收入 Income	农村人均可支配收入/千元	2058	10.188	5.424
城乡收入差距 Gap	城/乡人均可支配收入比/%	2058	2.167	0.683
经济发展水 GDP	人均地区生产总值/千元	2058	31.197	22.962
城镇化水 Urbanization	城镇化率/%	2058	34.745	11.474
年降雨量 Rainfall	年降雨量/mm	2058	941.242	193.921
乡镇规模 Township	乡镇数量/个	2058	19.237	10.771
金融资本 Capital	年末金融机构贷款余额/万元	2058	57.615	81.242
年均日照 Sunshine	年均日照量/小时	2058	1670.425	474.420
财政支出 Finance	一般公共预算支出/亿元	2058	20.186	13.905
农村就业 Employment	乡村从业人数/万人	2058	14.156	14.021

EI:生态产业 Ecological industry;NP:国家公园县 National Parks;PA:保护区县 Protected Areas

## 4 实证结果与分析

### 4.1 生态产品价值实现的共富效应

表 3 报告了基于模型(10—11)的生态产品价值实现收入效应和收入分配效应。主要结论包括:第一,以生态产业表征的县域生态产品价值实现农村人均可支配收入和城乡收入比的影响均显著为正,表明生态产

业发展对促进本县农民增收具有正向作用,但加剧了城乡收入差距;第二,无论是国家公园还是保护区,保护政策本身均对农民收入产生了负向影响,但国家公园县的生态产业显著提高了农民收入;第三,生态产业和保护政策的交互项对城乡收入比的系数显著为负,即有效缓解了保护地县域的城乡收入差距。可知在适度管制的保护政策下,生态产品价值实现藉由国家公园政策促进了所在县域农村农民的收入增长,而保护区生态产业的发展水平相对较低,未能显著提升农民收入,但在一定程度上改善了城乡收益分配和发展差距。

表 3 基础模型估计结果

Table 3 Estimated results of the basic model

变量 Variables	农民收入 Income	城乡收入差距 Gap
生态产业 EI	0.001(0.001)	0.000*** (0.000)
生态产业×国家公园县 EI×NP	0.001** (0.001)	-0.000** (0.000)
生态产业×保护区县 EI×PA	0.000(0.001)	-0.000*** (0.000)
国家公园县 NP	-4.902*** (0.597)	0.613*** (0.122)
保护区县 PA	-4.317*** (0.580)	0.465*** (0.110)
控制变量 Control	Yes	Yes
年份固定效应 Year FE	Yes	Yes
县域固定效应 County FE	Yes	Yes
观测值 Observations	2058	2058
调整后的拟合优度 Adjusted $R^2$	0.920	0.443

表中\*、\*\*和\*\*\*分别表示通过10%、5%和1%的显著性检验;括号内为稳健标准误;Yes表示对控制变量或固定效应进行控制;FE:固定效应 Fixed effects

## 4.2 内生性检验

生态产业和农民福利之间可能存在逆向因果等诱发的内生性问题,在已采用滞前项基础上,进一步结合工具变量法(IV)探讨因果关系。根据理论模型推论,良好的环境质量是发展生态产业的前提,是保护政策与生态产业衔接的关键。本文采用年均日照量作为工具变量,理由是:相关研究探讨了充沛阳光、清洁空气等环境因素与企业 and 劳动力选址的关联<sup>[44]</sup>,发现生态产业尤其是生态旅游极大地受到气候条件影响。日照量并不与农民收入和城乡收入差距直接相关,同时满足严格外生、与解释变量高度相关等要求。对基础模型进行2SLS检验,第一阶段回归显示日照量与生态产业、保护地生态产业之间均存在显著正相关关系,说明年日照量越充沛,开展旅游、观光、康养等经营活动的市场吸引力越大,越有利于生态产业的开展。第二阶段回归结果与基础模型一致,验证了本文的假说1a和1b。

## 4.3 机制分析

进而,基于理论分析,本文采用同期财政支出的交互项考察政府对新兴生态产业发展的作用机制。如表4所示,生态产业和政府财政支出、国家公园生态产业与政府财政支出的交互项对农村人均可支配收入并不具有显著的正向影响,但国家公园县和保护区县的生态产业发展随着财政支出增加发挥了积极的收入分配效应。这一结果表明,保护地县域财政支出更多聚焦于改善农村公共服务、基础设施等方面,而不是直接作用于农民民生支出。

纳入同期乡村从业人数检验并揭示生态产品价值实现的影响渠道。由表4可知,国家公园县、保护区县生态产业与农村就业人数的交互项对农民人均可支配收入的系数显著为正,对城乡收入比的系数均显著为负。两组结果表明,生态产业尤其是国家公园县生态产业的发展促使当地农村家庭向新的优势生产部门调整劳动力配置,更好地利用了农村剩余劳动力,收入效应随着农村就业人数的上升而增强。本文的研究假说2a和2b得到验证。

表 4 机制效应检验

Table 4 Mechanism effect test

变量 Variables	农民收入 Income	农民收入 Income	城乡收入差距 Gap	城乡收入差距 Gap
生态产业×财政支出 EI×Finance	0.000 (0.000)		-0.000 (0.000)	
生态产业×国家公园县×财政支出 EI×NP×Finance	0.001 (0.000)		-0.001 ** (0.000)	
生态产业×保护区县×财政支出 EI×PA×Finance	-0.000 (0.000)		-0.001 *** (0.000)	
生态产业×农村就业 EI×Employment		-0.000 (0.000)		-0.000 *** (0.000)
生态产业×国家公园县×农村就业 EI×NP×Employment		0.001 * (0.000)		-0.001 *** (0.000)
生态产业×保护区县×农村就业 EI×PA×Employment		0.001 ** (0.000)		-0.001 *** (0.000)
控制变量 Control	Yes	Yes	Yes	Yes
年份固定效应 Year FE	Yes	Yes	Yes	Yes
县域固定效应 County FE	Yes	Yes	Yes	Yes
观测值 Observations	2058	2058	2058	2058
调整后的拟合优度 Adjusted R <sup>2</sup>	0.921	0.921	0.450	0.459

表中\*、\*\*和\*\*\*分别表示通过10%、5%和1%的显著性检验;括号内为稳健标准误

#### 4.4 生态产业的差异化影响

在将“生态产品价值实现”视为一个整体基础上,还需进一步揭示不同价值实现路径的差异化影响。20世纪80年代以来,“生态旅游”作为全球平衡生态多样性保护与社区生计的举措迅速发展<sup>[13]</sup>。调查发现,依托丰富的自然景观和较低的投入成本,大熊猫栖息地农村农民普遍以经营农家乐等方式发展生态旅游,同时也表现出同质化、低水平、头部效应等问题。近年来,民宿、研学、康养等多样化形式超过了农家乐的增长。同时,生态农业和生态文化产业快速兴起,重塑了保护地的生态经济格局。本文分别对生态旅游(Eco-tourism industry, ETI)、生态农业(Eco-agriculture industry, EAI)以及生态文化产业(Eco-culture industry, ECI)进行检验,结果如表5所示,首先,在国家公园县,三种类型的价值实现路径均表现出明显的收入改善,但在保护区县,仅有生态文化产业具有正向显著的收入影响,生态农业甚至减少了农民收入。结合作者的实践调查,生态农业涉及的产业链条较长,农民个体往往不能与市场有效对接,大量集中在同类产品如蜂蜜、重楼、木耳等产品生产,加工能力不足,销售范围有限,短期内甚至可能造成收入损失。当前,生态旅游仍然是最普适的生态产品价值实现方式,生态文化产业表现出积极的收入和分配效应,但在非保护地可能将生态福利导向城市。第二,城乡差距方面,国家公园县的生态旅游、生态文化产业和保护区县的生态旅游、生态农业和文化产业,均在一定程度上促进了城乡融合。第三,在没有保护政策影响下,生态旅游和生态文化产业能够正向促进农民收入增长,但是,三种路径均会加剧城乡收入差距,进一步验证了基础模型的结论,即非保护地县域的生态福利更多流向城市。

最后,本文通过替换解释变量、被解释变量和替换样本进行了稳健性检验。首先,将解释变量从生态产业经营主体的累积量替换为新增量,以新增经济主体反映经营活动的变化。估计结果显示,替换核心解释变量后的估计效应与基础模型一致。然后,在诸多关于福利变化的衡量标准中,收入和支出是最典型和直接的衡量指标<sup>[32]</sup>。将被解释变量替换为农村人均消费和城乡居民人均消费之比来检验结果的稳健性,根据检验结果,以消费测度的共富效应支持了基础模型的结论。再次,将样本提换为四川省县域样本。四川省是最早启动大熊猫国家公园建设的省份,划入国家公园面积达19300km<sup>2</sup>,占总面积的87.7%,有野生大熊猫1227只,占国家公园内野生大熊猫总数的91.6%。结果显示,在更大的保护压力下,生态产品价值实现有效发挥了大熊猫IP的收入效应和分配效应。

表 5 考虑生态产业的差异化影响

Table 5 Taking into account the differentiated impact of ecological industries

变量 Variables	农民收入 Income	农民收入 Income	农民收入 Income	城乡收入差距 Gap	城乡收入差距 Gap	城乡收入差距 Gap
生态旅游产业 ETI	0.002 ** (0.001)			0.000 *** (0.000)		
生态旅游产业×国家公园县 ETI×NP	0.001 * (0.001)			-0.000 ** (0.000)		
生态旅游产业×保护区县 ETI×PA	-0.000 (0.001)			-0.000 *** (0.000)		
生态农业产业 EAI		-0.005 *** (0.002)			0.001 ** (0.000)	
生态农业产业×国家公园县 EAI×NP		0.005 * (0.003)			-0.000 (0.001)	
生态农业产业×保护区县 EAI×PA		0.002 (0.002)			-0.001 ** (0.001)	
生态文化产业 ECI			-0.046 (0.032)			0.023 *** (0.007)
生态文化产业×国家公园县 ECI×NP			0.076 ** (0.035)			-0.022 *** (0.009)
生态文化产业×保护区县 ECI×PA			0.065 ** (0.028)			-0.026 *** (0.006)
控制变量 Control	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes
年份固定效应 Year FE	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes
县域固定效应 County FE	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes
观测值 Observations	2058	2058	2058	2058	2058	2058
调整后的拟合优度 Adjusted R <sup>2</sup>	0.922	0.916	0.915	0.438	0.440	0.447

表中\*、\*\*和\*\*\*分别表示通过10%、5%和1%的显著性检验;括号内为稳健标准误;ETI:生态旅游产业 Eco-tourism industry;EAI:生态农业产业 Eco-agriculture industry;ECI:生态文化产业 Eco-culture industry

## 5 结论和政策建议

本文从保护地如何实现共同富裕的现实问题出发,在理论上构建了生态产品价值实现协同保护与发展的作用机理,聚焦产业发展构建了价值实现水平的测度指标,以大熊猫栖息地分布区域为对象,探析了生态产业在不同保护政策下促进农民增收和弥合城乡收入差距的作用。基本结论是:第一,以生态产业表征的生态产品价值实现显著促进了国家公园所在县的农民收入增长,减缓了城乡收入差距,意味着国家公园政策与市场化价值实现机制的有效结合助推了区域和城乡共同发展。第二,保护区县生态产业发展水平相对较低,尚未表现出明显的收入效应,但是具有积极的收入分配效应。第三,地方财政支出和农村就业率增长是保护地生态产业发挥共富效应的重要作用机制。第四,从不同产业类型来看,国家公园的生态旅游、生态农业和生态文化产业均表现出显著正向的收入效应和分配效应,但在保护区县和其他地区,生态农业甚至阻碍了收入增长。

基于以上研究结论,本文的政策启示包括:一是国家公园生态产品价值实现的实践证明,保护促发展既是可行的,也是有效的。依托生态保护的成果,以适度的市场化机制发展生态产业,是保护地实现农民增收和城乡居民共同富裕的必要举措。二是应以有效的制度规范作为保护地生态产品价值共享的基石,防范价值实现的红利被外来经营者或者精英群体捕获。国家公园自建设伊始,从中央到地方出台了一系列规范经济活动的政策,对特许经营、企业和社会参与、社区发展等做出规定,特别强调了经营主体与农民的利益联系,这是其能够以高质量发展践行共富目标的关键。第三,共富目标必须与“保护第一”原则兼容。作为保护地可持续发展的新质生产力,尽管生态产品价值实现的富民效应显著,尤其是生态旅游,但是考虑保护地的生态承载能力,应分类制定引导消费者“走进来”和生态文化、生态农业产品“走出去”相结合的价值实现路径,以开发和保护的有效平衡、资本、劳动与资源的有效组合、政府监管服务与市场资源配置的有效协调,推动我国基于生

态保护的高质量发展,形塑内生发展和自觉保护的机制,为全球尤其是其他发展中国家的保护行动贡献中国方案。

#### 参考文献(References):

- [ 1 ] 叶兴庆. 以提高乡村振兴的包容性促进农民农村共同富裕. 中国农村经济, 2022(2): 2-14.
- [ 2 ] 王昌海, 谢屹. 环境收入、农户福祉与保护行为. 上海经济研究, 2022(3): 77-99.
- [ 3 ] 张林波, 虞慧怡, 郝超志, 王昊. 国内外生态产品价值实现的实践模式与路径. 环境科学研究, 2021, 34(6): 1407-1416.
- [ 4 ] 蔡晓梅, 苏杨. 从冲突到共生——生态文明建设中国国家公园的制度逻辑. 管理世界, 2022, 38(11): 131-154.
- [ 5 ] 何思源, 闵庆文. “保护兼容”理念源起、实践与发展. 生态学报, 2022, 42(15): 6041-6053.
- [ 6 ] Cazalis V, Prévot A C. Are protected areas effective in conserving human connection with nature and enhancing pro-environmental behaviours? *Biological Conservation*, 2019, 236: 548-555.
- [ 7 ] Ament J M, Cumming G S. Scale dependency in effectiveness, isolation, and social-ecological spillover of protected areas. *Conservation Biology*, 2016, 30(4): 846-855.
- [ 8 ] Börner J, Schulz D, Wunder S, Pfaff A. The effectiveness of forest conservation policies and programs. *Annual Review of Resource Economics*, 2020, 12(1): 45-64.
- [ 9 ] Cazalis V, Princé K, Mihoub J B, Kelly J, Butchart S H M, Rodrigues A S L. Effectiveness of protected areas in conserving tropical forest birds. *Nature Communications*, 2020, 11(1): 4461.
- [ 10 ] Sims K R E, Thompson J R, Meyer S R, Nolte C, Plisinski J S. Assessing the local economic impacts of land protection. *Conservation Biology*, 2019, 33(5): 1035-1044.
- [ 11 ] Naidoo R, Gerkey D, Hole D, Pfaff A, Ellis A M, Golden C D, Herrera D, Johnson K, Mulligan M, Ricketts T H, Fisher B. Evaluating the impacts of protected areas on human well-being across the developing world. *Science Advances*, 2019, 5(4): eaav3006.
- [ 12 ] Sims K R E. Conservation and development: evidence from Thai protected areas. *Journal of Environmental Economics and Management*, 2010, 60(2): 94-114.
- [ 13 ] Ferraro P J, Hanauer M M. Quantifying causal mechanisms to determine how protected areas affect poverty through changes in ecosystem services and infrastructure. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2014, 111(11): 4332-4337.
- [ 14 ] 王金南, 马国霞, 王志凯, 王夏晖, 於方, 刘桂环, 赵云皓, 杨武, 石敏俊, 邓劲松, 张清宇. 生态产品第四产业发展评价指标体系的设计及应用. 中国人口·资源与环境, 2021, 31(10): 1-8.
- [ 15 ] 何思源, 王博杰, 王国萍, 魏钰. 自然保护区社区生计转型与产业发展. 生态学报, 2021, 41(23): 9207-9215.
- [ 16 ] 欧阳志云, 朱春全, 杨广斌, 徐卫华, 郑华. 生态系统生产总值核算:概念、核算方法与案例研究. 生态学报, 2013, 33(21): 6747-6761.
- [ 17 ] 孔凡斌, 崔铭焯, 徐彩瑶, 沈月琴. 浙江省森林生态产品价值实现对城乡差距的影响. 林业科学, 2023, 59(1): 31-43.
- [ 18 ] 杜傲, 沈钰仟, 肖焱, 欧阳志云. 国家公园生态产品价值核算. 生态学报, 2023, 43(1): 208-218.
- [ 19 ] 孙玉环, 张冬雪, 梁雨菽, 丁娇. 生态产品价值实现与城乡融合发展——基于城乡融合发展试验区的实证研究. 统计研究, 2024, 41(2): 87-99.
- [ 20 ] 徐彩瑶, 王宁, 孔凡斌, 沈月琴. 森林生态产品价值实现对县域发展差距的影响:以浙江省山区 26 县为例. 林业科学, 2023, 59(1): 12-30.
- [ 21 ] 郭韦杉, 李国平. 欠发达地区实现共同富裕的主抓手:生态产品价值实现机制. 上海经济研究, 2022(2): 76-84.
- [ 22 ] 温铁军, 罗士轩, 董筱丹, 刘亚慧. 乡村振兴背景下生态资源价值实现形式的创新. 中国软科学, 2018(12): 1-7.
- [ 23 ] 王宾. 共同富裕视角下乡村生态产品价值实现:基本逻辑与路径选择. 中国农村经济, 2022(6): 129-143.
- [ 24 ] 王昌海. 中国自然保护区给予周边社区了什么? ——基于 1998—2014 年陕西、四川和甘肃三省农户调查数据. 管理世界, 2017(3): 63-75.
- [ 25 ] 李周. 中国的生态扶贫评估和生态富民展望. 求索, 2021(5): 14-24.
- [ 26 ] Li Y, Gong P C, Ke J S. Development opportunities, forest use transition, and farmers' income differentiation: the impacts of Giant panda reserves in China. *Ecological Economics*, 2021, 180: 106869.
- [ 27 ] Von Thünen, J. *The isolated state in relation to agriculture and the national economy*. University of Toronto Press, 1826
- [ 28 ] Robinson E J Z, Lokina R B. A spatial-temporal analysis of the impact of access restrictions on forest landscapes and household welfare in Tanzania. *Forest Policy and Economics*, 2011, 13(1): 79-85.
- [ 29 ] Fujita M, Krugman P. When is the economy monocentric?: von Thünen and Chamberlin unified. *Regional Science and Urban Economics*, 1995, 25(4): 505-528.

- [30] Robalino J A. Land conservation policies and income distribution; who bears the burden of our environmental efforts? *Environment and Development Economics*, 2007, 12(4): 521-533.
- [31] Robinson, E., Albers, H., Williams, J. Spatial and temporal aspects of non-timber forest product extraction; the role of community resource management. *Journal of environmental economics and management*, 2008, 56(3): 234-245.
- [32] Yergeau M E, Boccanfuso D, Goyette J. Linking conservation and welfare; a theoretical model with application to Nepal. *Journal of Environmental Economics and Management*, 2017, 86: 95-109.
- [33] 缪小林, 张蓉. 从分配迈向治理——均衡性转移支付与基本公共服务均等化感知. *管理世界*, 2022, 38(2): 129-149, 9-14.
- [34] 万广华, 杨晨, 胡晓珊. 政府收支的收入分配效应: 基于跨国数据的分析. *保险研究*, 2023(5): 20-36.
- [35] Mohabir N, Jiang Y P, Ma R F. Chinese floating migrants: rural-urban migrant labourers' intentions to stay or return. *Habitat International*, 2017, 60: 101-110.
- [36] 李天满, 张旭晨, 郑重, 向可文. 稳步推进大熊猫国家公园高质量发展. *国家公园: 中英文*, 2023, 1(2): 126-134.
- [37] Wei F W, Costanza R, Dai Q, Stoeckl N, Gu X D, Farber S, Nie Y G, Kubiszewski I, Hu Y B, Swaisgood R, Yang X Y, Bruford M, Chen Y P, Voinov A, Qi D W, Owen M, Yan L, Kenny D C, Zhang Z J, Hou R, Jiang S W, Liu H B, Zhan X J, Zhang L, Yang B, Zhao L J, Zheng X G, Zhou W L, Wen Y L, Gao H R, Zhang W. The value of ecosystem services from giant Panda reserves. *Current Biology: CB*, 2018, 28(13): 2174-2180.e7.
- [38] 柏培文, 张云. 数字经济、人口红利下降与中低技能劳动者权益. *经济研究*, 2021, 56(5): 91-108.
- [39] 吴丽, 梁皓, 虞华君, 霍荣棉. 中国文化和旅游融合发展空间分异及驱动因素. *经济地理*, 2021, 41(2): 214-221.
- [40] 袁渊, 于凡. 文化产业高质量发展水平测度与评价. *统计与决策*, 2020, 36(21): 62-66.
- [41] 高攀, 南光耀, 诸培新. 资本循环理论视角下生态产品价值运行机制与实现路径研究. *南京农业大学学报: 社会科学版*, 2022, 22(5): 150-158.
- [42] 李坦, 徐帆, 祁云云. 从“共饮一江水”到“共护一江水”——新安江生态补偿下农户就业与收入的变化. *管理世界*, 2022, 38(11): 102-124.
- [43] 林淑君, 郭凯明, 龚六堂. 产业结构调整、要素收入分配与共同富裕. *经济研究*, 2022, 57(7): 84-100.
- [44] 孙伟增, 张晓楠, 郑思齐. 空气污染与劳动力的空间流动——基于流动人口就业选址行为的研究. *经济研究*, 2019, 54(11): 102-117.