

DOI: 10.20103/j.stxb.202310072147

罗万云, 周杨, 王小娟. 生态公平视域下额尔齐斯河流域生态补偿标准及空间选择. 生态学报, 2024, 44(21): 9751-9766.

Luo W Y, Zhou Y, Wang X J. A Study on the Standards and Spatial Selection of Ecological Compensation in the Irtysh River Basin from the Perspective of Ecological Equity. Acta Ecologica Sinica, 2024, 44(21): 9751-9766.

生态公平视域下额尔齐斯河流域生态补偿标准及空间选择

罗万云^{1,2,3,*}, 周 杨^{1,2}, 王小娟^{1,2}

1 新疆大学经济与管理学院, 乌鲁木齐 830046

2 新疆大学创新管理研究中心, 乌鲁木齐 830046

3 北京大学现代农学院中国农业政策研究中心, 北京 100871

摘要:如何在生态公平视域下厘清流域生态补偿的权责关系, 确定乡镇尺度的生态补偿标准与空间, 对于打破流域补偿资金分摊困境, 推进生态补偿工作具有重要意义。论文基于生态服务价值构建额尔齐斯河流域生态补偿标准测算框架, 运用最小二乘虚拟变量模型确定流域补偿标准, 采用补偿优先级判别方法对流域补偿空间选择问题进行分析。结果表明: ①2000—2020 年额尔齐斯河流域土地利用转换呈现“林转草、草转其他”特征, 尤其 2000—2010 年林地、草地净转出规模达到 2088.34km² (占比为 7.16%), 5916.94km² (占比为 12.21%)。②2000—2020 年额尔齐斯河流域受偿总金额与补偿总金额存在两阶段趋势, 相应的金额在 2010 年之后趋于稳定, 2020 年受偿强度相比 2000 年下降了 56.06%, 补偿强度下降了 23.72%。③额尔齐斯河流域生态补偿空间分区具有显著“北受—南补”特征, 2020 年, 额尔齐斯河流域优先受偿资金规模为 14.53 亿元, 优先补偿资金规模为 19.23 亿元, 相对应的面积分别达到 1665km² 和 720km²。论文提供的流域生态补偿方案对乡镇单元展开多元化的生态补偿工作具有科学参考价值, 相关部门可以据此提高生态转移支付的精准性, 制定出多方认可的生态补偿方案。

关键词:生态系统服务价值; 生态公平; 流域生态补偿; 空间选择; 额尔齐斯河流域

A Study on the Standards and Spatial Selection of Ecological Compensation in the Irtysh River Basin from the Perspective of Ecological Equity

LUO Wanyun^{1,2,3,*}, ZHOU Yang^{1,2}, WANG Xiaojuan^{1,2}

1 School of Economics and Management, Xinjiang University, Urumqi 830046, China

2 Center for Innovation Management Research of Xinjiang, Xinjiang University, Urumqi 830046, China

3 China Center for Agricultural Policy, School of Advanced Agricultural Sciences, Peking University, Beijing 100871, China

Abstract: As an important geographical unit for the development of the national economy and society, how to properly address the issue of “tragedy of the commons” within the watershed has always been a major challenge faced by policy makers and academic researchers. How to clarify the rights and responsibilities of ecological compensation in river basins from the perspective of ecological equity and determine the ecological compensation standards and spaces at the township level, is of great significance for breaking the dilemma of sharing compensation funds in river basins and promoting comprehensive ecological compensation. This paper constructs a framework for calculating ecological compensation standards in the Irtysh River Basin based on the value of ecological services. The Least Squares Dummy Variables Regression (LSDV) model is used to determine the compensation standards for the basin, and the compensation priority discrimination method is

基金项目: 新疆维吾尔自治区自然科学基金 (2021D01C107); 科技部重大科技项目暨第三次新疆综合科学考察课题“吐哈盆地国家能源基地建设调查与碳减排潜力评估” (SQ2021xjkk01800-5); 2023 年新疆大学哲学社会科学校内培育项目 (23FPY002)

收稿日期: 2023-10-07; **网络出版日期:** 2024-08-16

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: luowuy@xju.edu.cn

used to analyze the problem of spatial selection for basin compensation. The results show that: ① From 2000 to 2020, the land use conversion in the Irtysh River Basin showed a characteristic of forest to grass, grass to other, especially from 2000 to 2010, the net transfer scale of forest land reached 2088.34 km², accounting for 7.16% of the total area. The net transfer scale of grassland reached 5916.94 km², accounting for 12.21% of the total area. ② There is a significant two-stage trend between the total compensation amount and the total payment amount in the Irtysh River Basin from 2000 to 2020. The corresponding amount tended to stabilize after 2010, and the compensation intensity in 2020 decreased by 56.06% compared to 2000, while the payment intensity decreased by 23.72%. ③ The ecological compensation spatial zoning in the Irtysh River Basin had a significant north compensation-south payment feature. In 2020, the scale of priority compensation funds in the Irtysh River Basin was 1.453 billion yuan, and the scale of priority payment funds was 1.923 billion yuan. The areas of priority compensation areas and priority payment areas reached 1665 km² and 720 km², respectively. The watershed ecological compensation plan provided in the paper has scientific reference value for diversified ecological compensation work in township units. Relevant departments can improve the accuracy of ecological transfer payments and develop a comprehensive ecological compensation plan recognized by multiple parties based on this.

Key Words: value of ecosystem services; ecological equity; watershed ecological compensation; spatial options; Irtysh River Basin

流域作为国民经济社会发展的重要地理单元,如何妥善解决其内部的“公地悲剧”问题始终是政策制定者和学术研究者共同面对的重大难题之一。自 2000 年以来,中国为了有效化解生态系统服务供给下降、保护区发展受限等生态不公平问题,相继出台了一系列世界瞩目的生态保护计划项目,运用财政支付工具给予特定对象一定的资金补助^[1-2]。党的二十大报告明确提出“中国式现代化是人与自然和谐共生的现代化”,通过建立多元化、市场化的生态补偿工具,让生态公平理念贯穿在实现人与自然和谐共生的现代化全过程^[3-4]。

生态公平概念自提出来以来,诸多学者对其内涵和范畴进行了广泛讨论^[5-6],共识是生态公平主要解决人类与其他生物、自然界之间的关系不对等问题^[7],这一关系涉及到代内与代际、区域与全球尺度下的生态系统服务有效分配。人类不可持续的土地利用方式造成生态系统服务价值下降,加剧了区域之间的生态不公平^[8];一直以来,新古典主义经济模型对生态产品公平分配方面遭受学术界质疑^[9],原因是过分强调个人利益得失,忽视了生态系统的完整性,造成区域之间发展不平衡,即一边受益者无偿消费,一边保护者背负高昂的生态成本^[1,10-11]。近年来,中国不断加大对重要生态功能区的保护力度,旨在通过合理的补偿制度设计,激励受益地拿出实际行动来解决长期存在的生态服务外溢(“搭便车”)问题。如何把生态公平理念体现在生态补偿实践中,确定合理标准、选择适宜空间,对于探索多元化市场化生态补偿制度具有重要理论借鉴价值和实践启示。

西方学者对生态公平的探索具有显著的阶段差异。早期,生态公平更加关注群体间与自然环境之间的对等关系,例如:20 世纪 80 年代的美国有毒废弃物在特定地区排放加剧了种族不平等问题,激发了个体生态公平意识^[12]。随后,这一理念传播到欧洲之后,起初学者们倾向低收入群体的生存环境的改善,后来上升为弱势群体摆脱恶劣生存环境的生态公共政策。20 世纪 90 年代以后,生态系统服务价值进一步拓展了生态公平理论的研究维度^[13-14],尤其在付费实践方面取得了积极效果,但面临的共性难题是如何确定双方公允的补偿标准和适宜的空间^[15-16]。针对这一难题,国际上往往从生态系统服务付费(简称:PES)定义出发,以双方认可的交易价格,向保护者支付相关费用作为补偿^[17],同时空间上选择适宜的区域,激励土地使用者生计策略转型,保证生态系统服务持续供给^[18]。从理论探索经验来看,国外学者认为 PES 在执行过程受到保护目标^[19]、驱动机制^[20]以及区域社会经济制度等因素影响^[21-22],生态补偿标准测算是建立在“理性经济人”假设基础之上^[9],但在具体实践中,流域生态补偿标准计算涉及多项生态系统服务,同一空间存在多个保护者和受益者,使得双方认可的补偿标准难以确定。国内学者普遍认识到流域生态补偿标准应该采用多元方法进行

核算,例如:水文模型^[23]、成本调查与价值产出^[24]、生态足迹^[25]、条件价值评估^[26]等方法。然而,生态系统服务价值来自不同的自然功能单元,空间分布呈现出“斑块”特征,且流动方向和速度各异,造成生态系统服务具有空间动态演化特征^[27]。针对空间尺度难题,部分学者提出生态系统服务价值溢出分配思想^[28],生态补偿标准需要在生态系统服务与经济发展水平间实现一定均衡^[29]。理论上生态系统服务付费以灵活、有效的特点成为流域生态补偿标准计算的首要选择^[30],但地方实践过程中面临着生态产品外溢性的难题,导致补偿标准难以核算、补偿尺度难以确定,使得多数实践停留在探索阶段^[31]。干旱区流域上下游区域之间存在复杂的生态系统服务供求关系,面对自上而下的生态补偿推动模式,由于补偿资金有限,地方政府更倾向选择有利于快速推进生态补偿工作的内陆河流域^[32],这一偏好并不代表额尔齐斯河流域失去了生态补偿的紧迫性。相反,中国境内的额尔齐斯河流域年径流量为 112 亿 m^3 ,约占新疆年流出国境水资源总量的 48.27%^[33],5.7 万 km^2 的水源涵养区承担着新疆北疆地区以及中亚国家的水资源供给任务。伴随着流域内人类生产活动对生态系统的压力逐渐增大,生态产品在跨区域间的分配矛盾日益凸显。2010 年,中国将额尔齐斯河流域所在的阿勒泰地区列为国家重点生态功能区,将大部分承担着生态产品供给的区域划为禁止开发区与限制开发区。2018 年,中央政府对这一地区的保护力度再次加强,耗资 61.07 亿元在流域水源区展开了一系列山水林田湖草生态修复工程,旨在进一步巩固和提升流域水资源安全^[33]。相比生态修复工程快速推进,学术层面上对额尔齐斯河流域生态补偿问题的讨论略显滞后。从已有探索经验来看^[34],生态公平视域下生态补偿体现在修复工程与制度的协同推进,不仅需要生态修复手段提高生态系统服务存量,而且还需要经济手段解决“搭便车”问题,注重全体成员对生态系统服务受益与价值增值上的权责对等,进一步做大生态系统服务增量。此时,生态公平理念主导下流域的生态补偿不仅要把外部性问题内部化,通过经济学制度安排,协调相关发展主体的利益关系,尊重生态损益规律进行补偿制度设计,构建出多元主体参与、市场驱动的流域生态补偿方案。但这一学术思想如何与西部干旱区面临的补偿标准不清、主体模糊的现实问题结合起来,目前仍然面临巨大的理论挑战^[35]。

已有研究虽为论文提供了一定经验借鉴,但也存在争论之处,具体包括以下几点:第一,如何进一步把生态公平理念植入在流域生态补偿空间划分上,例如:生态系统服务供给者与消费者的责任划分如何体现生态公平原则,以及关照到受偿地区之间的轻重缓急。第二,流域补偿空间需要进一步精确到乡镇等小尺度单元,选择适宜的区域进行有效激励;现有研究多集中在省域、市域等行政大尺度,亟待探索合适的乡镇尺度的流域生态补偿方法。据此,论文从生态公平理论视角出发,以额尔齐斯河流域为研究对象,基于生态系统服务价值构建流域生态补偿分析框架,设计乡镇尺度下的流域生态补偿计算模型,运用固定效应模型以及补偿优先级判别方法探究流域生态补偿标准与空间选择问题,以期展开跨区域流域生态保护与补偿合作提供理论依据。

1 理论框架

1.1 生态公平视角下对流域生态补偿制度的经济学审视

“生态公平”概念的雏形最早出现在美国生态学家 William P. Cunningham 的《环境科学(全球关注)》一书中,该书强调公平原则不只是一要体现在人类之间,还应该体现在自然生态系统与自然物种^[36]。相关学者对生态公平的讨论多从意义、内涵、理论基础及具体问题展开^[15],认为生态公平不仅体现在人与自然的关系,而且还需要考虑到区域发展主体的利益关系。近年来,学者们对生态公平问题进行了一定探索,基于对象差异,可以分为群体之间的生态公平和区域之间的生态公平,其中区域间生态公平的实现尤为困难。学术界认识到区域间的生态不公平并非是一味通过“经济增长(做大蛋糕)”来解决,而经济补偿手段成为有效应对这一难题的重要措施^[37-38],通过识别区域利益主体的权利与义务,科学地分摊生态修复成本收益。生态服务价值作为识别区域权责关系的重要依据,不仅具有公共产品的属性,还具有私人产品的属性。例如,生态系统服务市场价值具有比较好的交易属性,能够通过市场交易制度实现“使用者付费、供给者收费”。而调节服务、支持服

务以及文化服务等生态系统的非市场价值具有公共产品的属性,往往存在产权相对模糊的问题,导致生态产品的外溢空间范围以及生态补偿标准难以确定。2018年,国务院出台的《建立市场化、多元化生态保护补偿机制行动计划》^[39]明确指出,将生态外溢造成的外部性问题作为今后生态补偿实践的难点。

生态公平的核心在于协调流域各区域之间的利益关系,采取有效措施将生态保护成本内部化、生态保护效益外部化。生态补偿是实现生态公平目标的有效手段^[15],利用经济学制度设计,实现对生态系统服务非市场价值^[40-41]的合理补偿,调节相关者之间的利益关系,解决生态产品的“搭便车”问题。从经济学角度来看(见图1),生态补偿的根本原因是生态系统服务价值外溢与占用,价值外溢与占用的前提是生态产品在生产者与消费者之间流动。对于生产者来说,生态产品可自给自足并向外界提供,对于消费者来说,生态产品自我生产不足且消耗其他地区生态产品,向外溢出的外溢者而成为生态受偿区,接受外溢的消费者成为补偿区。因此,生态公平视域下的流域生态补偿核心在于基于生态系统服务价值准确衡量不同尺度单元的外溢与占用现状,协调受偿区与补偿区的权责关系,设计出具有激励性的生态补偿方案,以及能够让利益相关方达成一致的合理补偿标准,并且将这一补偿标准能够按照实际贡献落实在具体实践中的乡镇尺度单元,从而形成多元主体广泛参与的生态补偿格局。

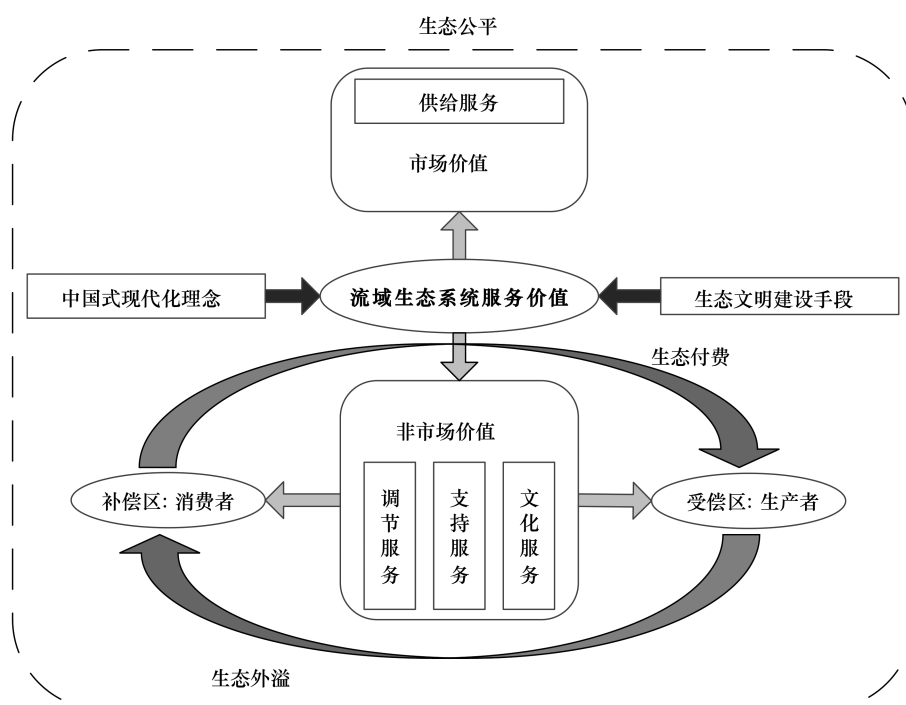


图1 生态公平视域下流域生态补偿的分析框架

Fig.1 An analytical framework for ecological compensation in river basins from the perspective of ecological equity

1.2 生态公平视角下流域生态补偿方案的理论设计

生态系统服务价值在生态补偿实践中因为价值过高、尺度过大使得补偿效果不尽人意^[30]。如何提高生态系统服务价值在生态补偿实践中的可操作性,成为了学者广泛关注的问题。通常,生态系统供给服务可以在市场交易中得以体现^[42],国内外学者普遍采用非市场生态系统服务(调节服务、支持服务、文化服务)作为生态补偿标准的主要依据^[41]。从地理学事实来看,土地是各类生态系统在流域上的镶嵌体^[43],其变化对生态系统服务价值产生直接的损益变动,同时许多证据表明土地利用又受到自然以及经济社会等因素共同驱动。借鉴丁振民等^[35]的研究,构建流域土地利用变化函数,公式表达为:

$$LULCC = \alpha(\text{ECOLOGY}, \text{ECONOMIC}, \text{SOCIETY}) + \varepsilon \quad (1)$$

式中, LULCC 表示不同种土地利用变化组成的向量, ECOLOGY 表示自然因素组成的向量; ECONOMIC 表示经

济因素的向量;SOCIETY 表示社会因素的向量; ε 表示残差; $\alpha(\cdot)$ 为函数符号。土地利用格局的变化是影响区域生态系统服务价值的关键因素,基于土地利用变化(LULCC)的生态系统服务价值函数能够更加全面衡量生态系统服务价值。公式表达为:

$$FESV_t = f(LULCC) + \gamma \quad (2)$$

式中, $FESV$ 表示流域非市场生态系统服务价值; t 表示时间; γ 表示残差; $f(\cdot)$ 为函数符号。将土地利用变化函数代入生态系统服务价值函数的决定方程中,可得

$$FESV_t = f(\alpha(\text{ECOLOGY}, \text{ECONOMIC}, \text{SOCIETY})) + \gamma \quad (3)$$

论文设定在额尔齐斯河流域 α 地中发生了土地利用变化对非市场生态系统服务价值的影响为 k 。那么流域 β 地对非市场生态系统服务价值的影响也为 k ,虽然流域之中的 α 地和 β 地的土地利用变化会对非市场生态系统服务价值产生影响,即理论上土地利用变化对非市场生态系统服务价值的边际效应 $\frac{\partial FESV}{\partial LULCC}$,但现实中土地利用变化受到自然、经济、社会因素的影响存在空间异质性,使得区域的土地利用对非市场生态系统服务的现实边际效应 $\frac{\partial FESV_n}{\partial LULCC}$ 与理想状态并非一致;倘若理论的边际效应 $\frac{\partial FESV}{\partial LULCC}$ 大于现实边际效应 $\frac{\partial FESV_n}{\partial LULCC}$,即土地利用变化引起非市场生态系统服务增加值变化大于实际变化,即 $(\frac{\partial FESV}{\partial LULCC} - \frac{\partial FESV_n}{\partial LULCC}) > 0$,此时流域 n 地为生态补偿区域,而流域 n 地的生态补偿标准为:

$$\text{PAYMENT}_t = \left(\frac{\partial FESV}{\partial LULCC} - \frac{\partial FESV_n}{\partial LULCC} \right) \times LULCC = \hat{FESV}_n - FESV_n \quad (4)$$

式中, $\hat{FESV}_n$ 为流域 n 地非市场生态系统服务价值的理论值, $FESV_n$ 为流域 n 地非市场生态系统服务价值的实际值。

为了直观地反映出流域生态补偿理论分析框架下的“生产者”与“消费者”(图2),假设流域存在非市场生态系统服务价值分别为 M 、 N 、 L 的三个空间单元, $\hat{N}$ 、 $\hat{M}$ 、 $\hat{L}$ 分别表示自然-经济-社会因子下非市场生态系统服务的理论价值(即预测值)。例如,若实际值 M 大于预测值 $\hat{M}$,表示该区域为“生产者”,即为生态受偿区,受偿值为 P_m ;若实际值 N 小于预测值 $\hat{N}$,表示该区域为“消费者”,即为生态补偿区,补偿值为 P_n ;若实际值 L 和预测值 $\hat{L}$ 相等,表示该区域为平衡区,补偿值 P_l 为 0。

2 研究区概况、研究方法 with 数据来源

2.1 研究区概况

中国境内的额尔齐斯河位于新疆阿勒泰地区北部,发源于阿尔泰山南坡,自东南向西北流出中国,流经哈萨克斯坦、俄罗斯,与鄂毕河汇流后注入北冰洋。流域全长 4248km,中国境内新疆段为 546km,年径流量高达 111 亿 m^3 。中国新疆段为典型的温带大陆性气候,深受北冰洋暖湿气流影响,降雨量随海拔由高到低依次从北部山区向南部荒漠戈壁区逐渐降低,北部山区降雨

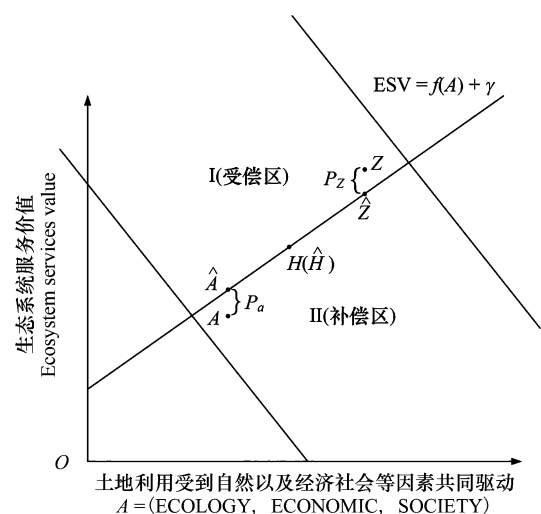


图2 生态公平视域下流域生态补偿标准计算的理论模型设计

Fig.2 Theoretical model of compensation for ecosystem services of river basin

ESV: 生态系统服务价值; N 、 M 、 L : 非市场下流域生态系统服务价值分别为的三个空间单元的实际值, $\hat{N}$ 、 $\hat{M}$ 、 $\hat{L}$ 分别表示自然-经济-社会因子下非市场生态系统服务的理论价值(即预测值); P_n 为补偿金融; P_m 受偿金额

量较为丰富(年均降雨量 300—500mm),但北部荒漠戈壁区降雨稀少(年均降雨量为 60—90mm),流域森林、草地、冰川发育完整,涵盖了“山水林田湖草”系统的所有生态要素^[44],同时也是新疆最重要的农牧业生产基地之一(图 3)。近年来,额尔齐斯河流域生态保护工作得到国家的大力重视,2018 年额尔齐斯河流域山水林田湖草生态保护修复工程被纳入国家第三批试点之一,对不合理的人类行为进行坚决制止,同时对自然生态各要素进行综合治理和保护。相比生态修复工程的快速推进,严格禁限措施下,使得水源区因生态保护而背负的巨大机会成本问题日益凸显^[45],引起了学术界以及政策制定者的广泛关注。此外,额尔齐斯河流域与中亚国家存在直接的水资源利益关系,以此为研究对象可为今后中国与“一带一路”国家间展开跨国界河流保护与补偿工作提供可靠的参考依据。

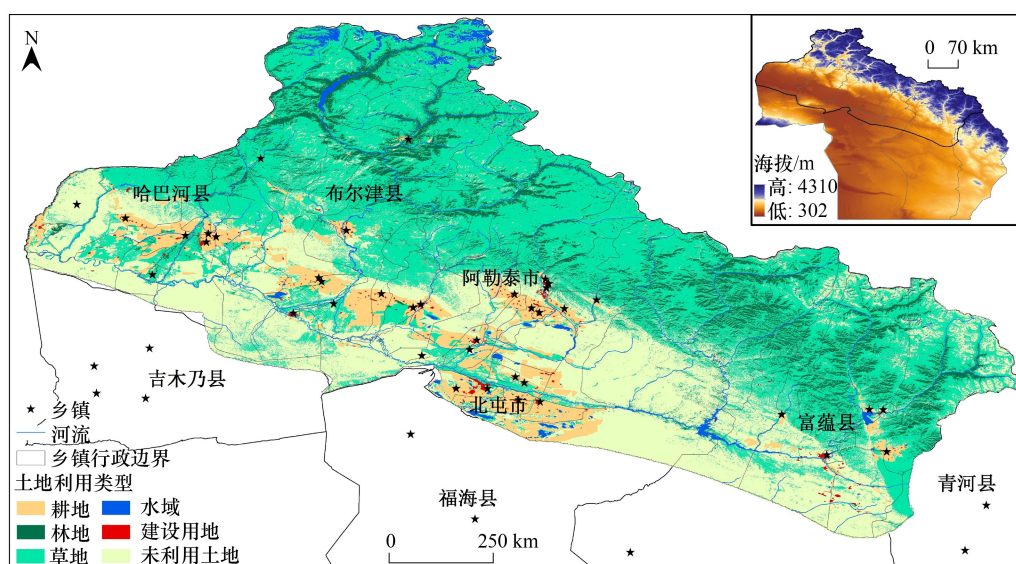


图 3 研究区示意图

Fig.3 Distribution of study area

2.2 研究方法

2.2.1 流域生态系统服务价值计算

论文在谢高地等^[43]人的研究成果基础上,结合 Costanza 等^[14]的研究,构建了额尔齐斯河流域生态系统服务价值当量因子(见表 1)。鉴于额尔齐斯河流域地处新疆重要的旅游目的地,一些人文建筑和景观具有较高的美学价值,借鉴刘时栋等^[44]的结论,将建设用地参照荒漠设定生态系统服务价值当量因子。将额尔齐斯河流域生态系统服务当量因子的经济价值设为流域平均粮食市场价值的 1/7。论文借鉴 Zhang 等^[46]的研究成果,获得额尔齐斯河流域生物量修正因子。

$$DFESV_{ik} = \frac{1}{7} \times P \times Q \times D_{ik} \times B \quad (5)$$

式中, $DFESV_{ik}$ 额尔齐斯河流域非市场生态系统服务价值当量(元); P 为修正后 2000—2020 年额尔齐斯河流域生态系统服务当量因子的平均值 2145.239 元/hm²(统一折算为 2020 年的实际价格); Q 为粮食平均产量 (kg/km²); D_{ik} 为第 i 类生态系统服务第 k 项服务功能的当量因子; B 为生态系统服务当量因子调整系数,额尔齐斯河流域为 0.724。

$$FESV = \sum s_i \times DFESV_{ik} \quad (6)$$

式中, $FESV$ 为生态系统服务价值; s_i 为土地利用类型 i 面积(km²)。

表 1 额尔齐斯河流域不同土地利用类型的生态系统服务价值当量

Table 1 Ecosystem service value equivalent of different land use types in Irtysh River Basin

一级分类 First category	二级分类 Secondary category	耕地 Farmland	林地 Woodland	草地 Grassland	水域 Water	建设用地 Construction land	未利用土地 Unexploited land
供给服务 Supply services	食物生产	1	0.33	0.43	0.45	0	0
	原料生产	0.39	2.98	0.36	0.3	0	0
	水资源供给	0.02	0.37	0.31	8.29	0	2.16
调节服务 Regulating services	气体调节	0.72	4.32	1.5	1.46	0	0.06
	气候调节	0.97	4.07	1.56	7.81	0.1	0.13
	净化环境	1.39	1.72	1.32	14.63	0	0.16
	水文调节	0.77	4.09	3.82	16.11	0.21	7.13
支持服务 Support services	土壤保持	1.03	2.86	2.4	0.93	0	0
	维持养分循环	0.12	0.22	0.18	0.07	0	0
	生物多样性	0.13	2.6	2.18	2.55	0	0.01
文化服务 Cultural services	美学景观	0.17	2.08	0.87	4.57	0.05	0.24
合计 Total		6.71	25.64	14.93	57.17	0.36	9.89

2.2.2 流域生态补偿标准的测度

首先,论文采用 LSDV 模型(选择 Robust 稳健标准误)确定额尔齐斯河流域各网格非市场生态系统服务的理论价值,在选择回归模型之前,先进行多重共线性检验,发现各变量 VIF 值均远小于 10,说明变量间不存在多重共线性问题。模型如下:

$$DES_{nt} = \alpha \times TEM_{nt} + \beta \times \ln POP_{nt} + \gamma \times \ln GDP_{nt} + \sum_{i=1}^{N-1} \varphi_i D_i + C + \varepsilon_{nt} \quad (7)$$

式中, α, β, γ 为模型估计系数; $DFESV_{nt}$ 表示额尔齐斯河流域网格 n 第 t 期的单位面积生态系统服务价值(以 2020 年为基期); TEM 表示单位面积年均气温; POP 表示人口密度; GDP 表示以 2020 年为基期平减后的 GDP 密度, $\ln$ 表示取对数; D_i 分别表示个体虚拟变量, φ_i 表示各虚拟变量系数; n, t 分别表示个体数和时期数; ε_{nt} 为残差项。

其次,计算额尔齐斯河流域各网格生态补偿标准:

$$PAYMENT_{nt} = (DFESV_{nt} - \widehat{DFESV}_{nt}) \times S_n \quad (8)$$

式中, $PAYMENT_{nt}$ 表示额尔齐斯河流域网格 n 第 t 期生态补偿标准; S_n 表示网格 n 的面积, $PAYMENT_{nt}$ 数值为正表示为“生产者”(受偿区), 为负表示为消费者(补偿区), 为零时, 表示该区域能够自给自足(见图 2)。

2.2.3 流域生态补偿空间选择

论文在确定额尔齐斯河流域补偿区和受偿区的基础上, 借鉴刘晋宏等^[42]的计算方法, 确定额尔齐斯河流域生态受偿/补偿空间, 具体计算方法如下:

$$UEC = D_{fesv} / D_{gdp} \quad (9)$$

式中, UEC 为生态补偿优先级; D_{fesv} 为生态系统服务的非市场价值密度(万元/km²); D_{gdp} 为经济密度(万元/km²)。若某受偿区的 UEC 越大, 说明依靠自身经济发展进行生态补偿的代价越大, 越应该率先受到外界补偿。而对于补偿区, 则反之。即若某补偿区的 UEC 小, 说明生态补偿资金支付后对其经济发展的影响较小, 越应该率先支付生态补偿资金。

2.3 数据来源及处理

本研究所用自然地理、经济社会数据包括七个方面(见表 2)。2000 年、2010 年、2020 年连续 3 期土地利用/覆被数据来源于中国科学院地理科学与资源研究所资源环境科学与数据中, 该数据依据全国土地利用

遥感监测分类,将土地划分为耕地、林地、草地、水域、建设用地、未利用土地。论文基于草地和森林资源调查、固定样地等实测数据,应用随机样点进行精度验证,所有影像的总体分类精度均高于 85%以上,能够满足研究需求。气温数据来自地理空间数据云的 SRTMDEM 数据(<http://www.gscloud.cn>),空间分辨率为 30m。额尔齐斯河流农作物类型、总产量、播种面积及价格等数据来源于相应年份的《阿勒泰地区统计年鉴》、《全国农产品成本收益资料汇编》以及阿勒泰地区统计公报;人口密度 1km 栅格数据来源于世界人口组织网站(<https://www.worldpop.org>);GDP 密度 1km 栅格数据来源于 Figshare 数据库(<https://figshare.com>)。论文为提高空间描绘精度和回归分析准确度,将额尔齐斯河流域区划分为 3km×3km 尺度的格网(共计 5109 个)。

表 2 数据来源及预处理
Table 2 Data sources and preprocessing

数据类型 Data type	主要参数 Main parameters	数据来源与规格 Data sources and specifications
自然地理数据 Physical geographic data	2000、2010、2020 年土地利用数据	中国科学院地理科学与资源研究所资源环境科学与数据中心 http://www.resdc.cn ;规格:分辨率为 30m;
	气温数据	国家科技基础条件平台-国家地球系统科学数据中心(http://www.geodata.cn);规格:分辨率为 30m;
	额尔齐斯河流域边界及子流域边界	国家青藏高原科学数据中心(http://data.tpdc.ac.cn/)
经济社会数据 Economic and social data	人口密度	世界人口组织网站(https://www.worldpop.org);规格:分辨率为 30m;
	GDP 密度	中国科学院地理科学与资源研究所资源环境科学与数据中心(http://www.resdc.cn/DOI/DOI.aspx?DOIid=32);规格:分辨率为 30m;
	居民消费价格指数(CPI)	国家统计局网站(http://www.stats.gov.cn/)新疆统计局网站(http://tjj.xinjiang.gov.cn/tjj/tjfw/list_tjfw.shtml)
	额尔齐斯河流农作物类型、总产量、播种面积及价格	2000—2020 年《阿勒泰地区统计年鉴》;2000—2021 年《全国农产品成本收益资料汇编》;2000—2021 年阿勒泰地区统计公报;

3 结果与分析

3.1 理论模型的可靠性检验

流域生态系统服务价值应用在乡镇尺度的生态补偿方案中,需要考虑计量模型对特定地理事实的解释力^[35],然后进一步验证理论的可靠性。论文选择 LSDV 模型(模型 1)对生态系统服务价值进行预测,然后选择模型 2 与模型 3 来进一步检验理论模型的可靠性(见表 3),即不仅要检验回归系数是否符合基本预期,还要检验模型是否稳健。模型一中 R^2 为 0.886,表明回归模型具有较好的拟合度,自然-经济-社会因子的系数均在 1%水平下显著,同时系数方向符合预期,说明相关变量具有较强解释力度。模型二通过生态系统服务价值替换非市场生态系统服务价值来检验模型稳健性;具体来看:

经济密度(lnGDPP)的系数在 1%的水平下显著为负,生态系统服务价值越高的区域,经济活动对生态系统的胁迫作用越小,这一结果与刘志涛等人的结论一致^[47]。由此可知,额尔齐斯河流域经济密度越高,生态系统服务价值越小,相反远离人类经济活动强度较高的区域,其生态系统服务价值最高,也是生态受偿的重点区域,这一规律也符合多数流域普遍规律。

人口密度(lnPOP)的系数在 1%的水平下显著为负,即人口密度高值区域,流域生态系统服务价值越低,人口因素对生态系统的胁迫作用越大,人口因素是土地利用转换的主要因素,反映出流域人类生计压力与土地利用之间的矛盾,具有高度生态贡献的土地不断地被用来放牧和耕种,造成生态系统服务价值下降。据此,流域生态补偿还需要关注城镇周边的生态用地不断用来转换为生产用地的区域,例如:流域城镇化推进过程中,部分城镇周边未利用土地被用来扩充城市建设用地,造成生态系统服务价值损失。

气温(TEM)的系数在 1%的水平下显著为正,说明气温越高的区域生态系统服务价值越小;额尔齐斯河流域气温呈现“北部山区低于南部荒漠戈壁”,气温较低的北部山区孕育了大面积的森林、草地生态系统,并

且向外界源源不断提供水源涵养等生态系统服务,可见气温与流域生态系统服务具有显著负向关系,主要原因是流域存在的海拔差异,北部高海拔地区的气温较低,但生态系统服务高于南部高温荒漠戈壁区。

表 3 模型可靠性检验

Table 3 Reliability test of the model

变量 Variables	模型 1 (DFESV) Modle1	模型 2 (DESV) Modle2	模型 2 (DFESV _w) Modle2	变量 Variables	模型 1 (DFESV) Modle1	模型 2 (DESV) Modle2	模型 2 (DFESV _w) Modle2
经济密度 lnGDP	-39.783 *** (-15.194)	-46.240 *** (-14.557)	-33.681 *** (-14.276)	控制个体 Controlling individuals	YES	YES	YES
人口密度 lnPOP	-1.625 *** (-4.938)	-1.977 *** (-5.024)	-1.087 *** (-3.797)	_Cons	519.780 *** (34.299)	574.687 *** (34.812)	468.908 *** (38.321)
气温 TEM	-0.893 *** (-2.988)	-0.784 *** (-3.560)	-0.855 *** (-4.535)	N	15327	15327	15021
				R ²	0.886	—	—

小括号内为 *t* 值; *: $P < 0.1$ 、**: $P < 0.05$ 、***: $P < 0.01$

3.2 2000—2020 年额尔齐斯河流域土地变动与生态补偿标准变化

3.2.1 额尔齐斯河流域土地利用变动趋势

2000—2010 年、2010—2020 年额尔齐斯河流域不同土地利用类型之间存在显著性阶段差异(见图 4)。2000—2010 年耕地、林地变化最为明显,耕地净增加了 1429.19km²、林地净减少了 2087.63km²;草地虽然维持

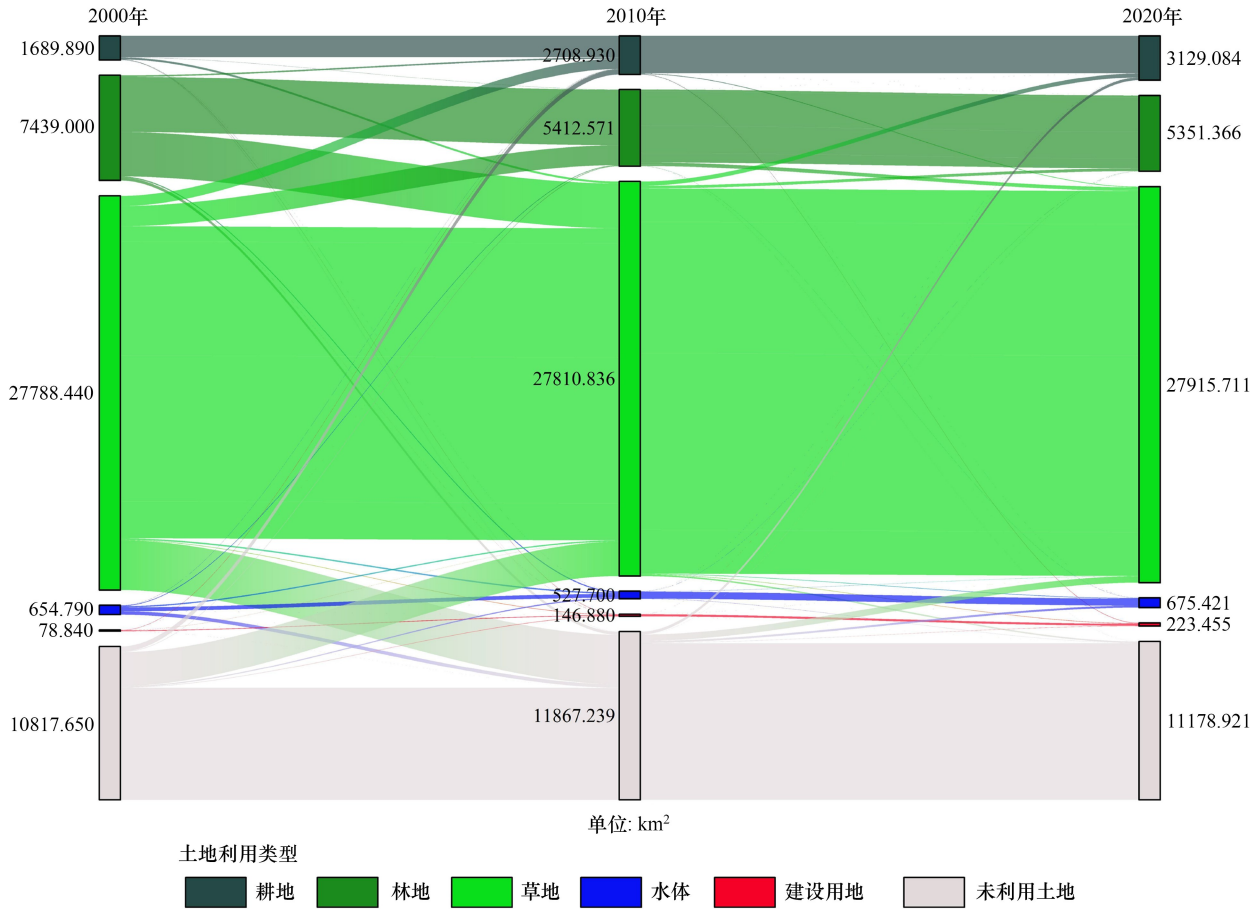


图 4 额尔齐斯河流域各种土地利用类型转移过程

Fig.4 Transfer process of various land use types in the Irtysh River Basin

基本稳定,但 2000—2010 年 5916.94km² 的草地净转出,其中 3498.17 km² 的草地转换为未利用土地,同时 3144.39km² 的林地转化为草地,内部结构发生较大变化。水体总面积虽然变化较小,但部分湿地转换为了未利用土地,转换规模为 230.01 km²。建设用地呈连续增长趋势,净增加了 146.62km²;2000—2020 年间未利用土地的面积变化较小,主要原因是草地之间相互转移,净增加 358.91km²,但 2000—2010 年间内部发生较大幅度变动。2010—2020 年,额尔齐斯河流域土地利用转换较为稳定,未发生较大幅度变化。

3.2.2 额尔齐斯河流域生态补偿标准的时空变动

2000—2020 年额尔齐斯河流域受偿金额与补偿金额的变化均呈现出“二阶段”趋势(见表 4),受偿金额从 2000 年的 56.934 亿元下降至 2010 年的 20.914 亿元后,于 2020 年上升至 31.764 亿元;补偿金额从 2000 年 52.394 亿元下降至 2010 年的 35.952 亿元后,逐渐下降至 2020 年的 32.134 亿元。从补偿面积和受偿面积来看,2000 年受偿面积为 1.918 万 km²,补偿面积为 2.680 万 km²,2010 年受偿面积增加至 2.256 万 km²,补偿面积下降至 2.342 万 km²,之后在 2020 年小幅度下降至 2.139 万 km²,受偿面积小幅度上升至 2.459km²。此外,受偿强度从 2000 年 29.404 万元/km²下降至 2010 年的 9.269 万元/km²,随后上升至 2020 年的 12.919 万元/km²,补偿强度从 2000 年的 19.683 万元/km²调整至 15.352 万元/km²,在 2020 年基本维持在 15.021 万元/km²。

表 4 2000—2020 年额尔齐斯河流域生态补偿相关指标变化

Table 4 Changes of related indicators of ecological compensation in the Irtysh River Basin from 2000 to 2020

指标 Index	单位 Units	2000 年	2010 年	2020 年
受偿金额 Amount received	亿元	56.394	20.914	31.764
补偿金额 Amount paid	亿元	52.755	35.952	32.134
受偿面积 Reimbursed area	10 ⁴ km ²	1.918	2.256	2.459
补偿面积 Compensation area	10 ⁴ km ²	2.680	2.342	2.139
受偿强度 Reimbursement intensity	万元/km ²	29.404	9.269	12.919
补偿强度 Compensatory Strength	万元/km ²	19.683	15.352	15.021

论文采用分位数分类法对 2000—2020 年额尔齐斯河流域生态补偿标准进行分类,并通过 ArcGis 10.8 软件进行可视化展示(图 5)。2000—2020 年额尔齐斯河流域生态补偿标准的空间分布格局发生了较大变化,南北差异显著。2000 年额尔齐斯河流域高度受偿区多集中于北部林草地覆盖区,低度受偿区在中北部草地覆盖区零星分布;高度补偿区分布在流域中南部的绿洲城镇生活区、北部未利用土地区域,低度补偿区集中于南部草地覆盖区。2000 年后,林地向草地、未利用土地(荒地)转换,使得生态补偿的空间分布格局发生变化,生态用地转换为生产性用地造成实际生态系统服务价值下降。2010 年后,由于流域所在的阿勒泰地区执行主体功能区政策,再加上一系列的生态修复工程的实施,遏制了生态用地向生产用地的转换,使得流域生态补偿标准的分布空间格局基本稳定,2020 年中北部高度受偿区有所增加,南部河流域两岸的低度受偿区向高度受偿区转化。此外,为进一步识别额尔齐斯河流域乡镇生态受偿(补偿)分区,论文运用 ArcGis 10.8 软件按照乡镇行政边界将 5109 个网格进行分区统计,由于托普铁热克乡、阿克齐镇、解放路街道、金山路街道、布尔津镇在流域内行政面积较小,分区统计所得生态补偿标准为零,故不作展示(图 5)。整体来看,额尔齐斯河流域受偿不变的面积为 2961km²,占比为 6.44%;受偿变补偿的面积为 16218km²,占比为 35.27%;补偿变为受偿的面积 21627km²,占比为 47.03%;补偿不变的面积为 5175km²,占比为 11.25%;从乡镇来看,额尔齐斯河流域的乡镇行政边界走向多是横跨“南北”,多数乡镇均涉及森林、草原、绿洲、荒漠等生态系统功能单元,每个乡镇都会存在受偿面积与补偿面积。受偿面积排名前三的乡镇分别为喀拉玛盖镇(505.94km²、3.36 亿元)>窝依莫克乡(138.11km²、0.87 亿元)>库尔特乡(136.91km²、1.42 亿元),补偿面积排名前三的乡镇分别是喀拉玛盖镇(241.18km²、1.33 亿元)>禾木喀纳斯乡(205.23km²、2.82 亿元)>吐尔洪乡(171.76km²、1.93 亿元)>案依莫克乡(152.08km²、1.25 亿元);20 年来,额尔齐斯河流域补偿与受偿关系具有显著的“此消彼长”规律。从变

动空间来看,受偿变补偿区域主要集中在哈巴河县加依勒玛乡、禾木喀纳斯蒙古民族乡、阿勒泰市拉斯特乡、富蕴县克孜勒希力克乡等生态土地占用较多的地区;补偿变受偿区域主要分布富蕴县萨尔托海乡南部、吐尔洪乡北部、福海县喀拉布勒根乡南部、阿勒泰市阔克阿尕什乡南部、布尔津县萨尔胡松乡中部、哈巴河县萨尔布拉克乡等地生态用地转入区域;补偿不变的区域主要分布在人类生产、生活区域,主要包括城镇、乡村及耕地区域;受偿不变区域主要分布在北部山区。

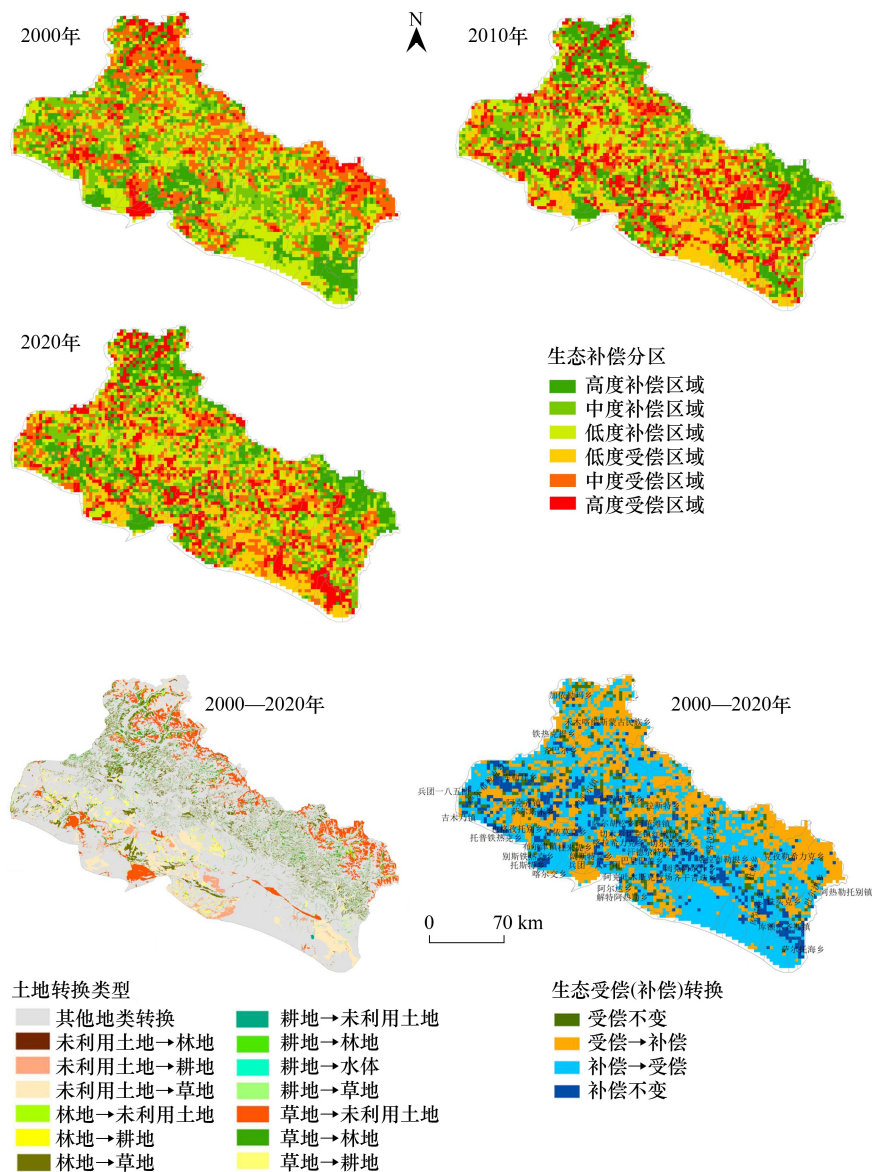


图 5 2000—2020 年额尔齐斯河流域生态补偿标准时空变化

Fig.5 Temporal and Spatial Changes of Ecological Compensation Standards in the Irtysh River Basin from 2000 to 2020

3.3 2000—2020 年额尔齐斯河流域生态补偿空间选择

基于生态补偿紧迫度的大小,论文将受偿区(补偿区)分为三个等级:潜在受偿区(潜在补偿区)、次级受偿区(次级补偿区)以及优先受偿区(优先补偿区),并借助 ArcGis 10.8 软件进行可视化展示。2000—2020 年额尔齐斯河流域优先补偿区与潜在受偿区的空间分布紧密相邻,且与流域人口聚集区/耕地的空间分布具有较高的相关性。

从补偿角度来看,优先补偿区面积、补偿金额有所增加;潜在受偿区面积、受偿金额有所减少(表 5)。优

先补偿区面积由 2000 年的 783km² 上升至 2010 年的 873km², 到 2020 年调整为 720km²; 次级补偿区的面积由 2000 年的 846km² 上升至 2010 年的 4068km² 后下降至 2020 年的 3627km²; 潜在补偿区面积从 2000 年的 25173km² 下降到 2010 年的 18477km² 后又调整至 17046km²; 从补偿变动趋势来看, 说明额尔齐斯河流域人类活动对生态系统服务利用强度呈现减缓趋势, 十八大以来国家层面提出的山水林田湖草沙一体化治理举措, 减轻了人类对自然生态系统的开发强度, 生态退化得到一定逆转。

表 5 2000—2020 年额尔齐斯河流域受偿区生态补偿金额变化

Table 5 Change of ecological compensation amount in the compensated area of Irtysh basin from 2000 to 2020

类型 Type		2000 年		2010 年		2020 年	
		金额/亿元	面积/km ²	金额/亿元	面积/km ²	金额/亿元	面积/km ²
补偿区	潜在补偿区	11.497	25173	6.511	18477	5.247	17046
Payment	次级补偿区	9.580	846	8.656	4068	7.674	3627
	优先补偿区	31.678	783	20.784	873	19.213	720
	补偿合计	52.755	26802	35.952	23418	32.134	21393
受偿区	潜在受偿区	7.620	387	5.168	1017	8.805	1242
Compensation	次级受偿区	19.927	3672	5.560	20061	8.430	21681
	优先受偿区	28.848	15120	10.186	1485	14.530	1665
	受偿合计	56.394	19179	20.914	22563	31.764	24588

从受偿角度来看, 优先受偿面积由 2000 年的 15120km² 下降至 2010 年的 1485km², 到 2020 年增长至 1665km², 优先受偿金额由 2000 年的 28.848 亿元下降至 2010 年 10.186 亿元, 到 2020 年增长至 14.530 亿元。次级受偿区面积从 2000 年的 3672km² 增长至 2010 年的 20061km², 到 2020 年维持在 21681km², 相应的次级受偿区所需要的资金规模由 19.927 亿元调整至 8.43 亿元, 说明次级受偿区范围在扩大, 但所需要的受偿强度呈下降趋势, 即从 2000 年的 5.426 万元/km² 下降至 0.388 万元/km²; 潜在受偿区面积从 2000 年的 387km² 上升至 2010 年的 1017km², 到 2020 年维持在 1242km², 相应的潜在受偿区所需受偿资金规模从 7.620 亿元下降至 5.168 亿元, 到 2020 年增长至 8.805 亿元; 从受偿趋势来看, 20 年间, 额尔齐斯河流域优先受偿区面积呈现减少趋势, 但是次级受偿区和潜在受偿区面积呈现增长趋势, 但三者所需的受偿资金在减少, 受偿强度呈现下降趋势, 进一步印证了表 3 的内容。合理解释是, 十八大以来, 中国对生态系统修复力度再次升级, 从“生命共同体角度”系统性的谋划了针对山水林田湖草沙的生态修复举措。额尔齐斯河流域作为中亚地区最重要的流域之一, 一直以来是中国各类生态修复政策重点瞄准区域之一, 从最早的退耕还林还草、天然林保护工程, 再到 2011 年的草原生态保护补助奖励政策、2018 年山水林田湖草沙生态保护修复项目, 一系列措施对生态退化具有积极的遏制作用。

从三种补偿空间的分布来看, 优先补偿区主要集中在流域河谷绿洲人类生产生活区域、部分林草转出较为剧烈的区域; 优先受偿区所分布的空间来看, 基本处于流域北部自然保护区的核心区范围之内, 境内发育有完整的森林、草原生态系统, 次级受偿区基本分布在山前丘陵区域, 主要为草原及灌木交错区; 潜在受偿区主要分布在南部河谷外围的戈壁及荒漠区域(见图 6);

值得注意的是, 优先受偿区、潜在补偿区的范围均呈现一定程度上的扩张, 但相应所需要的资金规模并没有呈现增加, 相反受偿强度、补偿强度在一定程度上有所下降。究其原因, 这部分区域主要处于核心自然保护区与人类生产生活区的交错区域, 该区域从地理空间上更接近人类活动区域, 其生态系统服务比较容易被人类生产、生活所用, 更容易产生生态系统服务“搭便车”问题^[38]。即区域生态补偿金额不足以弥补生态系统服务的外溢, 导致受偿地区的生态服务过度利用, 进而减少生态服务的供给。近年来, 流域两岸的城乡交错区, 经济作物食葵、南瓜、葫芦等作物种植面积剧增, 并且发展为新疆主产区, 数据表明阿勒泰地区农作物种植面积由 2010 年的 16.138 万公顷上升至 2020 年的 26.948 万公顷, 增长了 67%。另一方面, 近年牛羊价格持续高涨, 在经济利益驱动下畜牧业规模持续扩展, 阿勒泰地区牲畜存栏数量由 2010 年的 50.30 万头(只)上升至

2022 年的 288.99 万头(只),增长了近 5 倍,调查发现虽然流域采取了草原生态保护补助奖励政策(禁牧区的面积为 167.19 万 hm^2 ,草畜平衡区的面积为 547.34 万 hm^2),但由于代牧制度盛行、监管力量薄弱及草地产权碎片化等,原本在农区圈舍饲养的牛羊违规进入牧区草场放牧,加剧草地“公地悲剧”,破解这类问题的核心在于如何在草畜平衡区设计出排他性的资源利用制度,即放牧配额权^[48]。

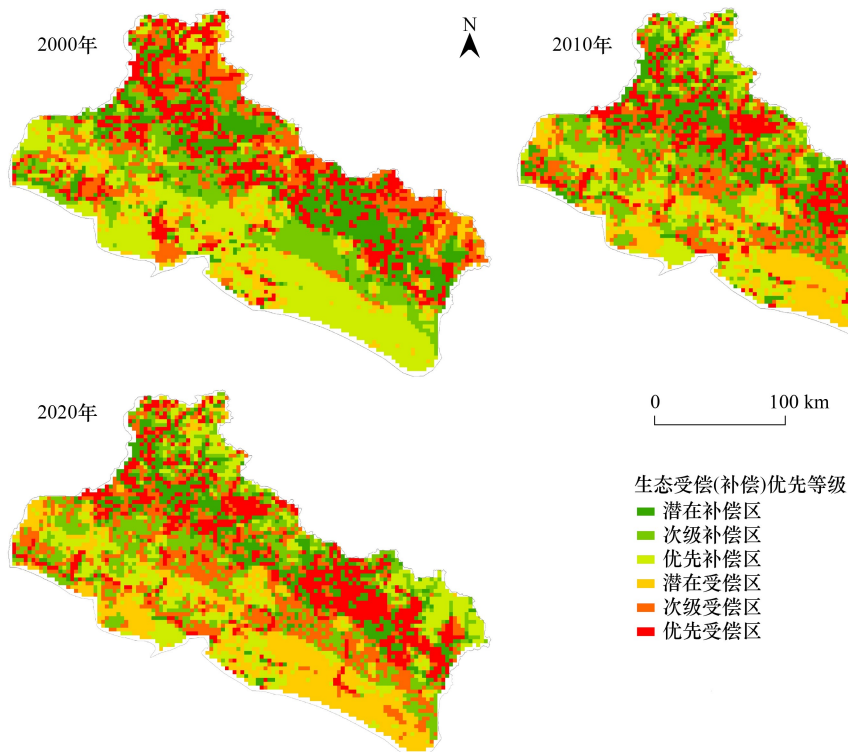


图 6 2000—2020 年额尔齐斯河流域生态受偿(补偿)优先等级划分

Fig.6 Ecological compensation priority levels in the Irtysh River Basin from 2000 to 2020

4 结论与讨论

4.1 结论

(1)2000—2020 年额尔齐斯河流域受偿总金额与补偿总金额变化呈现二阶段变动趋势,2000—2010 年阶段受偿总额、补偿总额均呈下降趋势(受偿总额下降为 35.454 亿元,补偿总额下降为 16.083 亿元),2010—2020 年阶段受偿额度呈上升趋势(受偿总额上升了 10.85 亿元),补偿总额呈下降趋势(补偿总额下降了 3.818 亿元);相对应的受偿、补偿面积维持在 24590 km^2 、2.139 km^2 ;2020 年受偿强度为 12.919 万元/ km^2 ,相比 2000 年下降了 56.06%,补偿强度为 15.021 万元/ km^2 ,相比 2000 年下降了 23.72%。

(2)2000—2020 年额尔齐斯河流域生态补偿标准在空间分布呈“北受-南补”特征,2000—2010 年间林草转出驱动造成受偿区与补偿区发生局部转移,此后受偿标准比较高的区域主要集中北部山区,补偿标准比较高的区域主要集中在南部人类活动剧烈的城镇和农牧交错区。

(3)2020 年,额尔齐斯河流域优先受偿资金规模为 14.53 亿元、优先补偿资金规模为 19.213 亿元,相应的面积为 1665 km^2 、720 km^2 ,二者空间分布与流域人口聚集区/土地分类空间分布具有较高的相关性。

4.2 讨论

在公共政策绩效考核的要求下,地方政府往往倾向选择机会成本最小且较为容易实施的区域率先补偿。人类活动对流域生态系统服务价值的影响,造成额尔齐斯河生态补偿标准的空间选择一直处于变动之中(见

图7),2000—2020年流域受偿区的重心由2000年的(47.908°N,88.017°E)移至2020年的(47.921°N,88.147°E),整体呈现东北-西南的演进过程。而补偿区重心由2000年的(47.946°N,88.133°E)移至2020年的(47.900°N,87.995°E),整体呈现西南-东北的演进过程。在额尔齐斯河流域补偿区与受偿区紧迫度重心反向迁移的过程中,标准差椭圆的变化同样发生了背离。受偿区的标准差椭圆逐渐收缩,补偿区的标准差椭圆逐渐扩散,说明20年间额尔齐斯河流域受偿区在逐渐向北部集中,补偿区逐渐在南部趋于扩散,这一结论的政策启示是需要不断评估生态补偿有效性,把最需要给予保护受偿的区域进行及时识别和干预,此外还需要有计划的引导国土开发行为,积极落实主体功能区战略。

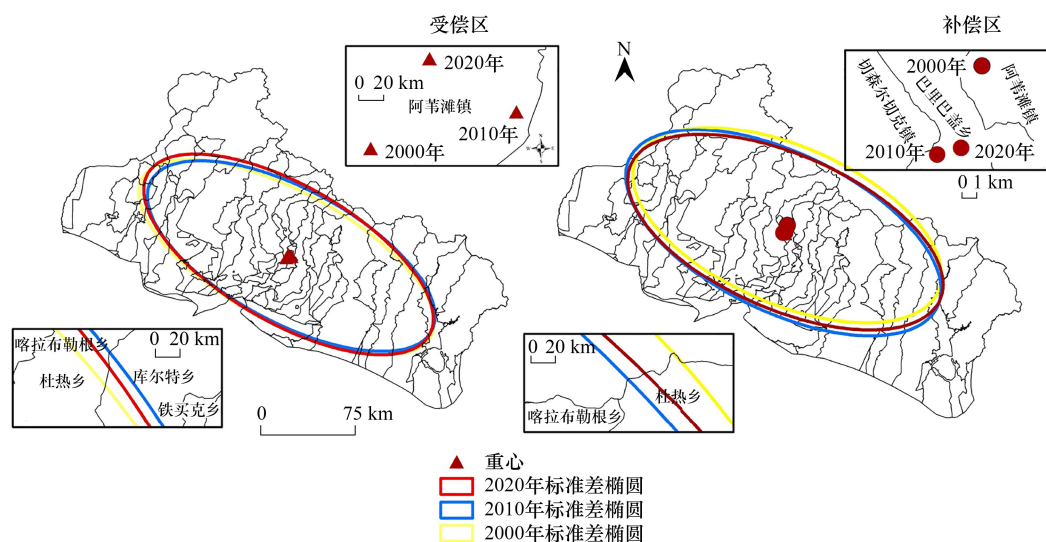


图7 2000—2020年额尔齐斯河流域乡镇生态受偿优先级的重心迁移轨迹

Fig.7 The transfer track of the urgency of ecological compensation for townships in the Irtysh River Basin from 2000 to 2020

根据前文的分析,2020年额尔齐斯河流域优先受偿区与补偿区的资金规模分别在14.53亿元和19.213亿元,涉及面积为1665km²和720km²,相比以往研究^[23],该文有效解决了乡镇尺度下经济社会数据缺失难以得到精确的补偿依据难题,并且运用经济学分析范式把生态系统服务价值应用到流域补偿标准与补偿区域选择之中,所得到的结论与现实状况较为吻合,便于更好的指导实践工作,也弥补了黄晶晶等人在对生态系统服务自身消耗价值缺少准确空间瞄准的不足^[38]。在确定了较为公允的补偿依据之后,流域生态补偿的难点在于如何基于激励相容的政策设计^[49],进而形成受偿者“积极保护”、补偿者“节约利用”的利益关系,实现“受偿平衡”目标。如何实现“受偿平衡”目标,国家重点生态功能区转移支付政策在2008年就对流域展开了纵向补偿,2021年流域所在的阿勒泰地区获得的转移支付金额达到了5.059亿元^[45],显然这一支付强度与受偿金额之间的巨大差额背后需要进一步探索市场机制与社区治理共同参与的生态补偿方案。额尔齐斯河流域水系众多且利益关系复杂,从生态补偿阶段来看,仍然具有与全国其他流域相似的问题,即“三元(政府、市场、社区)”孤立不协同^[31],未来亟待探索可持续且多元的生态补偿综合机制,“生态空间”、“生态红线”需要依靠政府主导中央财政转移支付补偿制度;对于横向生态补偿来说,根据水量保障带来的利益与提供水源涵养而产生的投入成本和机会成本,确定多元主体共同参与的利益结合点,诸多保护区周边社区则需要依靠农牧民、NGO等市场力量共同参加,方能解决长期以来额尔齐斯河流域存在的保护与开发矛盾。

越来越多的证据表明若想把生态补偿标准按照适宜空间尺度落实在生态补偿实践中,就需要出台兼顾公平性与效率性的经济利益准则^[50],能够有效的激励生态系统服务的提供者和消费者。额尔齐斯河流域中既包括数量庞大的生态系统服务提供者,也包括消费者,若单纯的按照基于经济学中的科斯产权理论制定激励策略,其结果是基于产权独立的个体收益提高,但其代价是分散的受偿者增加了执行成本,结果是社会整体收

益下降^[51]。生态公平体现在额尔齐斯河流域生态补偿中还需要体现公共集体制度介入的公平分配层面,例如上游区域缓解生计脆弱性与下游区域通过付费计划获得用水权。如何构建一个合理的公共集体制度,不仅提高上游地区农牧民的收入,而且增加村集体在生态补偿中的议价能力。此外,确保下游区域农户能够明显感知到生态系统服务的益处,以乡镇为补偿单元,积极探索横向生态补偿。因此,在后续探索中应着重考虑如何运用实验经济学方法讨论公共集体制度框架下生态系统服务提供者、消费者的行为偏好差异,进而为出台较为合理的经济激励手段和监管工具提供有效参考依据。

参考文献(References):

- [1] Liu J G, Li S X, Ouyang Z Y, Tam C, Chen X D. Ecological and socioeconomic effects of China's policies for ecosystem services. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2008, 105(28): 9477-9482.
- [2] 欧阳志云, 郑华, 岳平. 建立我国生态补偿机制的思路与措施. *生态学报*, 2013, 33(3): 686-692.
- [3] 中华人民共和国中央人民政府. 习近平:高举中国特色社会主义伟大旗帜 为全面建设社会主义现代化国家而团结奋斗——在中国共产党第二十次全国代表大会上的报告. (2022-10-16) [2023-10-04]. https://www.gov.cn/xinwen/2022-10/25/content_5721685.htm.
- [4] 中共中央办公厅, 国务院办公厅. 关于深化生态保护补偿制度改革的意见. (2021-09-12) [2023-10-04]. https://www.gov.cn/gongbao/content/2021/content_5639830.htm.
- [5] Berthe A, Ferrari S. Ecological inequalities: how to link unequal access to the environment with theories of justice? *Post-Print*, 2012;45-48.
- [6] Flipo F. Les inégalités écologiques et sociales: l'apport des théories de la justice. *Mouvements*, 2009, 60(4): 59-76.
- [7] Heindl P, Kanschik P. Ecological sufficiency, individual liberties, and distributive justice: implications for policy making. *Ecological Economics*, 2016, 126: 42-50.
- [8] Intergovernmental Panel on Climate Change. AR6 Synthesis Report: Climate Change 2023-IPCC, 2023. <https://www.ipcc.ch/report/sixth-assessment-report-cycle/>.
- [9] Pelletier N. Of laws and limits: an ecological economic perspective on redressing the failure of contemporary global environmental governance. *Global Environmental Change*, 2010, 20(2): 220-228.
- [10] 金贵, 邓祥征, 张倩, 王占岐, 李兆华. 武汉城市圈国土空间综合功能分区. *地理研究*, 2017, 36(3): 541-552.
- [11] 黄征学, 蒋仁开, 吴九兴. 国土空间用途管制的演进历程、发展趋势与政策创新. *中国土地科学*, 2019, 33(6): 1-9.
- [12] Bullard R D, Mohai P, Saha R, Wright B. Toxic wastes and race at twenty: why race still matters after all of these years. *Environmental Law*, 2008, 38(2): 371-411.
- [13] Daily G C, Ceballos G, Pacheco J, Suzán G, Sánchez-Azofeifa A. Countryside biogeography of neotropical mammals: conservation opportunities in agricultural landscapes of costa rica. *Conservation Biology*, 2003, 17(6): 1814-1826.
- [14] Costanza R, d'Arge R, de Groot R, Farber S, Grasso M, Hannon B, Limburg K, Naem S, O'Neill R V, Paruelo J, Raskin R G, Sutton P, van den Belt M. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Ecological Economics*, 1998, 25(1): 3-15.
- [15] 曹莉萍, 周冯琦. 我国生态公平理论研究动态与展望. *经济学家*, 2016(8): 95-104.
- [16] Gastineau P, Mossay P, Taugourdeau E. Ecological compensation: how much and where? *Ecological Economics*, 2021, 190: 107191.
- [17] Wunder S. Revisiting the concept of payments for environmental services. *Ecological Economics*, 2015, 117: 234-243.
- [18] Muradian R, Arsel M, Pellegrini L, Adaman F, Aguilar B, Agarwal B, Corbera E, Ezzine de Blas D, Farley J, Froger G, Garcia-Frapolli E, Gómez-Baggethun E, Gowdy J, Kosoy N, Le Coq J F, Leroy P, May P, Méral P, Mibielli P, Norgaard R, Ozkaynak B, Pascual U, Pengue W, Perez M, Pesche D, Pirard R, Ramos-Martin J, Rival L, Saenz F, Van Hecken G, Vatn A, Vira B, Urama K. Payments for ecosystem services and the fatal attraction of win-win solutions. *Conservation Letters*, 2013, 6(4): 274-279.
- [19] Salzman J, Bennett G, Carroll N, Goldstein A, Jenkins M. The global status and trends of Payments for Ecosystem Services. *Nature Sustainability*, 2018, 1: 136-144.
- [20] Bennett D E, Gosnell H, Lurie S, Duncan S. Utility engagement with payments for watershed services in the United States. *Ecosystem Services*, 2014, 8: 56-64.
- [21] Huber-Stearns H R, Goldstein J H, Cheng A S, Toombs T P. Institutional analysis of payments for watershed services in the western United States. *Ecosystem Services*, 2015, 16: 83-93.
- [22] Wheeler S, Loch A, Zuo A, Bjornlund H. Reviewing the adoption and impact of water markets in the Murray-Darling Basin, Australia. *Journal of Hydrology*, 2014, 518: 28-41.
- [23] 刘春芳, 王佳雪, 许晓雨. 基于生态系统服务流视角的生态补偿区域划分与标准核算——以石羊河流域为例. *中国人口·资源与环境*,

- 2021, 31(8): 157-165.
- [24] 康文慧, 宋晓喻, 李洁, 邓晓红, 王宏伟, 孙栋元. 基于 GIS 技术的流域生态补偿方案设计. 遥感技术与应用, 2018, 33(4): 766-774.
- [25] 於嘉闻, 龙爱华, 邓晓雅, 刘昀东, 何新林, 张继. 渭公河流域生态系统服务与利益补偿机制. 农业工程学报, 2020, 36(13): 280-290, 315.
- [26] 穆贵玲, 汪义杰, 李丽, 马金龙, 王建国, 唐红亮. 水源地生态补偿标准动态测算模型及其应用. 中国环境科学, 2018, 38(7): 2658-2664.
- [27] 刘菊, 傅斌, 逯亚峰, 王玉宽. 山区生态补偿保护成本的空间差异研究. 中国人口·资源与环境, 2016, 26(11): 62-68.
- [28] Liu M C, Yang L, Min Q W. Establishment of an eco-compensation fund based on eco-services consumption. Journal of Environmental Management, 2018, 211: 306-312.
- [29] Johnson K A, Dalzell B J, Donahue M, Gourevitch J, Johnson D L, Karlovits G S, Keeler B, Smith J T. Conservation Reserve Program (CRP) lands provide ecosystem service benefits that exceed land rental payment costs. Ecosystem Services, 2016, 18: 175-185.
- [30] 丁四保, 王昱. 区域生态补偿的基础理论与实践问题研究. 北京: 科学出版社, 2010: 41-45.
- [31] 张捷, 王海燕. 社区主导型市场化生态补偿机制研究——基于“制度拼凑”与“资源拼凑”的视角. 公共管理学报, 2020, 17(3): 126-138, 174.
- [32] 新疆维吾尔自治区财政厅. 自治区建立流域上下游横向生态保护补偿机制的实施意见. <http://czt.xinjiang.gov.cn/czt/zrzhsthtjt/202011/53d6b23fcb9e44a8a9ac565936466441.shtml>.
- [33] 张哲, 郝海广, 张强, 胡志刚. 新疆阿勒泰地区持续推进山水林田湖草沙生态保护修复的对策建议. 环境与可持续发展, 2021, 46(5): 93-98.
- [34] 陈冠宇, 巩宜萱. 跨省流域横向生态补偿何以实现? ——以汀江-韩江流域治理为例. 公共管理学报, 2023, 20(1): 97-105, 173-174.
- [35] 丁振民, 姚顺波. 小尺度区域生态补偿标准的理论模型设计及测度. 资源科学, 2019, 41(12): 2182-2192.
- [36] Cunningham W, Cunningham M. Environmental Science: a Global Concern, 6th edition. New York. McGraw-Hill, 2001: 102-105.
- [37] 周素, 刘国华, 周维, 苏旭坤. 红河哈尼梯田遗产区生态系统服务价值外溢研究. 生态学报, 2023, 43(7): 2734-2744.
- [38] 黄晶晶, 李玲玲, 徐琳瑜. 基于外溢生态系统服务价值的区域生态补偿机制研究. 生态学报, 2021, 41(17): 6994-7001.
- [39] 国家发展改革委, 财政部, 自然资源部, 等. 建立市场化、多元化生态保护补偿机制行动计划. (2018-12-28) [2023-10-04]. https://www.ndrc.gov.cn/fzggw/jgsj/kfs/sjdt/201901/t20190111_1086336.html.
- [40] 李文华, 刘某承. 关于中国生态补偿机制建设的几点思考. 资源科学, 2010, 32(5): 791-796.
- [41] 傅伯杰, 于丹丹, 吕楠. 中国生物多样性与生态系统服务评估指标体系. 生态学报, 2017, 37(2): 341-348.
- [42] 刘晋宏, 孔德帅, 靳乐山. 生态补偿区域的空间选择研究——以青海省国家重点生态功能区转移支付为例. 生态学报, 2019, 39(1): 53-62.
- [43] 谢高地, 张彩霞, 张雷明, 陈文辉, 李士美. 基于单位面积价值当量因子的生态系统服务价值化方法改进. 自然资源学报, 2015, 30(8): 1243-1254.
- [44] 刘时栋, 刘琳, 张建军, 王柯, 郭义强. 基于生态系统服务能力提升的干旱区生态保护与修复研究——以额尔齐斯河流域生态保护与修复试点工程区为例. 生态学报, 2019, 39(23): 8998-9007.
- [45] 罗万云, 周杨, 王福博. 生计资本对国家重点生态功能区农户受偿意愿的影响. 生态学报, 2023, 43(10): 3971-3983.
- [46] Zhang Z P, Xia F Q, Yang D G, Huo J W, Wang G L, Chen H X. Spatiotemporal characteristics in ecosystem service value and its interaction with human activities in Xinjiang, China. Ecological Indicators, 2020, 110: 105826.
- [47] 刘志涛, 王少剑, 方创琳. 粤港澳大湾区生态系统服务价值的时空演化及其影响机制. 地理学报, 2021, 76(11): 2797-2813.
- [48] 祁应军. 不同草场产权的界定与实施——基于产权交易成本视角的对比分析. 中国农村经济, 2021(11): 55-71.
- [49] 沈满洪, 谢慧明. 跨界流域生态补偿的“新安江模式”及可持续制度安排. 中国人口·资源与环境, 2020, 30(9): 156-163.
- [50] Karsenty G. Update on the biology of osteocalcin. Endocrine Practice, 2017, 23(10): 1270-1274.
- [51] Pascual U, Muradian R, Rodríguez L C, Duraipah A. Exploring the links between equity and efficiency in payments for environmental services: a conceptual approach. Ecological Economics, 2010, 69(6): 1237-1244.