

夏炜祁,张明辉,张安录.绿色低碳视域下长江经济带耕地生态外溢价值评估及时空变化分析[J].华中农业大学学报,2024,43(3):51-64.
DOI:10.13300/j.cnki.hnlkxb.2024.03.006

绿色低碳视域下长江经济带耕地生态外溢 价值评估及时空变化分析

夏炜祁¹,张明辉²,张安录¹

1. 华中农业大学公共管理学院,武汉 430070; 2. 华中师范大学公共管理学院,武汉 430079

摘要 为推进长江经济带耕地保护和绿色低碳发展,利用当量因子法、环境成本法等测算耕地生态服务价值和负外部性价值,结合耕地生态足迹和生态承载力,将长江经济带11省(直辖市)划分为盈余区、平衡区与赤字区,对耕地生态外溢价值进行评估,并分析时空变化特征。结果显示:(1)2011—2021年长江经济带耕地生态价值总量呈上升趋势,由3 670.37亿元上涨至4 661.55亿元,耕地生态外溢价值缓慢上升,由1 353.82亿元上涨至1 970.77亿元。(2)长江经济带耕地资源整体处于盈余状态,耕地生态价值总体呈现出“东低西高”的态势,四川省耕地生态价值和盈余量最高,上海市耕地生态价值最低。(3)2011—2021年间,浙江省和上海市处于耕地生态赤字区,四川省处于耕地生态高盈余区,重庆市和贵州省处于耕地生态平衡状态,江西省、安徽省和江苏省耕地生态盈亏无显著变化,云南省和湖北省耕地生态盈余水平有所上升,湖南省耕地生态盈余水平有所下降。基于此,长江经济带各省(直辖市)应充分利用自身资源和优势,制定和实施适应性的耕地保护策略,推动耕地资源的可持续利用,为实现长江经济带的生态优先、绿色低碳发展目标做出贡献。

关键词 长江经济带; 耕地碳排放; 生态外溢价值; 生态盈亏; 绿色低碳

中图分类号 F323.211; X171.1 **文献标识码** A **文章编号** 1000-2421(2024)03-0051-14

耕地利用关乎农业现代化、粮食安全及生态环境,涉及数量、质量及生态功能的维护^[1]。保护耕地有助于促进农业产业发展,确保粮食生产的可持续性,保护土壤、水资源,维持生态平衡和生物多样性,提供碳汇并调节气候^[2-3]。2022年、2023年连续2年的中央“一号文件”都强调要严厉打击破坏耕地行为,落实耕地保护制度,健全耕地数量、质量、生态“三位一体”保护制度体系,对耕地功能的关注以及量化测度逐步从经济价值和社会价值,向生态价值延伸扩展。近年来,中央政府也更加关注绿色低碳、生态友好型农业的发展,党的二十大报告提出要“协同推进减污、降碳、扩绿、增长,推动经济低碳发展”,2024年中央“一号文件”再次强调农村生态文明建设,推动乡村生态保护修复,健全生态保护补奖政策。实现农业绿色低碳发展不仅是我国生态文明建设的重要任务,更是农业农村现代化发展的关键要

求。然而,由于有限的资源环境承载能力和生态环境容量,农业的生产发展和耕地的生态服务面临着巨大挑战,这对加强农业生态环境保护、推动农业科技创新、促进农业碳减排和碳汇增加、实现耕地资源的“绿色、低碳、可持续”利用提出了更高的要求。为此,关注耕地生态功能的实现对于推进农业绿色低碳发展以及生态保护补偿有重要的意义。

从现有研究来看,学界对生态系统服务价值相关问题的探索主要集中于草地、林地、湿地等生态用地^[4-6],并构建出系统的测度方法^[7-8]、识别影响因素^[9-10]及评估外溢程度^[11-12],但对于耕地生态价值及其外溢量的测度仍处于探索阶段。在耕地的生产经营过程中不可避免地会对周边生态环境产生影响,且未受到地理位置的严格限制,耕地提供的农产品和生态改善能够实现跨区域惠及和共享^[13-14]。因此,耕地保护效益具有明显的外溢性且存在遥相关

收稿日期: 2023-12-27

基金项目: 国家社会科学基金重大项目(18ZDA054); 国家自然科学基金项目(72204096); 中国博士后科学基金特别资助(站中)项目(2023T160255)

夏炜祁, E-mail: xiaowq_simlab@163.com

通信作者: 张安录, E-mail: zhanglanlu@mail.hzau.edu.cn

的特征,耕地生态价值的外溢量反映了这种影响波及其他地区的程度,而外溢量的测度及相应盈余和亏损情况的评估仍有待进一步研究。为此,本研究基于生态服务价值的计算体系测度耕地生态价值,并构建耕地生态外溢价值的核算体系,通过测度区域内耕地生态功能的需求和供给,厘定耕地生态价值的盈余与亏损区域,据此考察耕地生态功能的外溢性特征。

作为重大国家战略发展区域,长江经济带人口稠密、产业多元,承担着保障国家粮食和生态安全的重要责任。然而,快速城镇化导致耕地资源被大量占用,耕地资源在区域间呈现出明显的非均衡分布态势;根据国家统计局网站(<https://www.stats.gov.cn/sj/>)数据,截至2022年,长江经济带各省(直辖市)人均农作物总播种面积以云南省最多(1 519 hm²/万人),安徽省次之(1 460 hm²/万人),上海市最少(110 hm²/万人),区域间耕地承载能力差异显著。如何实现长江经济带的绿色高质量发展,有效保护耕地资源,实现区域间粮食供需及生态可持续的平衡是亟待解决的关键难题。基于对2011—2021年长江经济带11个省(直辖市)的耕地生态价值及其外溢量的测度,本研究评估了长江经济带各地区的耕地生态盈余及亏损水平,划分出盈余区与亏损区,识别长江经济带耕地生态外溢价值的时空差异与演变特征,旨在为耕地保护和绿色低碳农业发展提供决策参考。

1 耕地生态外溢价值的评估方法

1.1 耕地生态外溢价值概念

生态外溢指生态系统中产生的积极或消极的效益超出区域自身承载能力和范围,影响周边区域生态水平的现象。伏润民等^[11]将生态外溢价值定义为区域生态环境供给主体在剔除自身的生态消耗后,向其他地区提供的剩余生态价值量。类似地,耕地生态外溢指耕地在农业生产过程中产生的生态正(负)价值影响或传递到周边区域的现象,主要包括以下几个方面:(1)水资源调节。耕地能够吸收和蓄存雨水,起到调节地下水位和防止水源污染的作用,保护周围环境的水资源,维系水系统的循环;(2)土壤保持。耕地植被能够保持土壤结构稳定,减少水土流失和土壤侵蚀,维护和改善土壤的肥力和质量;(3)大气净化。耕地植被通过光合作用释放氧气,吸收二氧化碳,同时还能吸收空气中的有害气体和颗粒物;(4)生物多样性保护。耕地植被为各种生物提

供栖息地,维护和促进区域生物的多样性和生态平衡;(5)碳源、碳汇功能。一方面,耕地植被能够吸收大气中的二氧化碳,将碳储存在植物体内和土壤中;另一方面耕地利用过程直接或间接地排放了二氧化碳,如使用化肥、农药、农业机械、进行农业灌溉等。基于上述分析,本研究将耕地生态外溢价值定义为:某一区域范围内,耕地生态价值总量剔除本地的生产生活消耗后的剩余部分,对其他地区生产生活所产生的、潜在的正(负)影响。根据耕地生态外溢价值的定义,首先计算耕地生态价值,再考察耕地生态的供需关系,通过估算耕地生态足迹和生态承载力来衡量区域耕地资源的生态供给量和需求量,从而识别研究区域耕地保护空间效益的亏损盈余状况;最后,结合耕地生态价值和耕地生态盈余亏损程度计算耕地生态外溢价值。

1.2 耕地生态价值测算

耕地生态外溢价值测度的重点是生态价值的计算,我国最早研究生态价值计算方法的学者是谢高地等^[15],他运用当量因子法估算了我国生态服务系统的价值,并以Constanza等^[16]的研究为基础建立了“中国陆地生态系统单位面积生态服务价值当量因子表”。蔡运龙等^[17]根据不同区域自然条件的差异,修正了谢高地等^[15]的模型,计算了中国中、东、西部3个县的耕地生态价值。宋敏等^[18]借鉴蔡运龙等^[17]提出的修正方法,基于耕地的社会保障和生态服务功能,测算了湖北省耕地的正外部性价值。此外,生态价值的评估方法还有条件价值法、替代市场法、选择实验法,学者们基于这些方法对不同类型、不同区域的耕地生态价值进行了测算。如蔡银莺等^[19-20]运用条件价值法(CVM)和旅行成本法(HPM)2种非市场价值评估法,分别测算出农田生态补偿的额度和武汉市石榴红农场的游憩价值。牛海鹏等^[21]采用条件价值法和替代-成本法,计算出河南省焦作市2006年的耕地生态社会效益和外部效益。杨欣等^[22]改进选择实验法(CE),对武汉市农用地非市场价值进行了估算。相比于其他的生态价值计算方法,当量因子法更加灵活,适用面广,数据易得,可以准确反映生态价值量的变化情况,因此,本研究采用当量因子法对长江经济带耕地生态价值进行评估。

基于生态价值理论、外部性理论,为使测算更加精确,本研究在计算耕地生态服务价值的基础上核减耕地生态外部性价值得到耕地生态价值。耕地生态负外部性价值指在农业生产过程中,由于人类农

业生产活动对耕地和生态环境造成损害和破坏,导致耕地的生态功能和生态效益受到负面影响的程度。这些负面影响包括土壤质量下降、土地功能退化、生物生态系统的破坏、水资源污染等。

区域*i*耕地生态价值 U_i 计算公式如式(1):

$$U_i = A_i - C_i \quad (1)$$

式(1)中, A_i 为区域*i*的耕地生态服务价值,计算公式如式(2):

$$A_i = S_i \times K_i \times E_i \quad (2)$$

式(2)中, S_i 为区域*i*的耕地数量,即耕地面积; E_i 为区域*i*的单位当量因子的价值量; K_i 为修正后的耕地生态服务价值当量因子值。考虑研究区域实际情况,假设耕地生态服务价值与耕地生产能力存在正比例关系,对“中国陆地生态系统单位面积生态服务价值当量因子表”^[15]进行修正,得到各地区的耕地生态服务价值当量因子值 K_i ,计算公式如式(3):

$$K_i = \frac{t_i}{t_0} \times f \quad (3)$$

式(3)中, t_i 为区域*i*中主要粮食作物的单位面积产量; t_0 为该粮食作物在全国范围内的平均单位面积产量; f 为“中国陆地生态系统单位面积生态服务价值当量因子表”中耕地生态系统的价值当量值(参照谢高地等^[15]的研究结果,扣除经济价值后 f 取值5.07)。

通过公式(4)计算单位当量因子的价值量 E_i 的值:

$$E_i = \frac{1}{7} \times \sum_{j=1}^n \frac{m_{ij} P_j Q_{ij}}{M_{ij}} \quad (4)$$

式(4)中, n 为研究区域内耕地所生产的粮食作物种类的数量; m_{ij} 为研究区域*i*范围内第*j*种粮食的播种面积; P_j 为第*j*种粮食当年的全国平均价格; Q_{ij} 为研究区域*i*范围内第*j*种粮食的单位面积产量; M_{ij} 为研究区域*i*范围内第*j*种粮食作物的播种总面积;系数 $1/7$ 指1单位耕地生态服务价值当量因子的价值量约等于当年全国平均粮食单产市场价值的 $1/7$ ^[23]。

C_i 为区域*i*因耕地不合理利用导致的耕地生态负外部性的价值量,即耕地生态负外部性价值,本研究主要考虑化肥、农药、农用薄膜对环境的消极作用,由于这一部分对耕地的负影响往往不能直接定量计算,因此,本研究采用成本替代法和环境成本法来计算耕地生态负外部性价值,计算公式如式(5)~(8):

$$C_i = T_1 + T_2 + T_3 \quad (5)$$

T_1 、 T_2 、 T_3 分别是化肥、农药、农用薄膜使用的生

态价值损失:

$$T_1 = q_1 \times (\beta_1 \times p_1 + L_1) \quad (6)$$

$$T_2 = q_2 \times (\beta_2 \times p_2 + L_2) \quad (7)$$

$$T_3 = H \times \beta_3 \times t \times \mu \times p_3 + q_3 \times L_3 \quad (8)$$

q_1 、 q_2 、 q_3 分别表示化肥、农药、农用薄膜的使用量; H 为农用薄膜的覆盖面积; t 为单位面积粮食产量; β_1 、 β_2 、 β_3 、 μ 分别为化肥损失率、农药损失率、地膜残留率和粮食损失率;采用祁兴芬^[24]的研究成果以及农业农村部公布的统计数据, β_1 、 β_2 、 β_3 和 μ 分别取值59.8%、59.4%、41.7%、10%; p_1 、 p_2 、 p_3 分别为化肥、农药和主要粮食作物的价格; L_1 、 L_2 、 L_3 为化肥、农药、农用薄膜环境成本,本研究分别取603.27、18 316.83、5 036.91元/t^[25]。

1.3 耕地生态足迹的计算

“生态足迹”于20世纪90年代由加拿大生态经济学家Rees^[26]提出,它是一种度量人类活动对自然生态系统的需求和影响的指标,衡量了为满足人类的消费和生活需求,特定区域所需的土地和资源的面积。生态足迹评估将各类生产生活活动纳入考虑,包括食物生产、能源消耗、水利用以及基础设施建设等,通过测算人类活动占据的土地面积和相应的资源耗用量,评估人类活动对自然系统造成的压力。

耕地生态足迹指为满足一定区域人口的粮食消费和生活需求而必需的耕地资源,耕地的生态供需平衡状态可以通过计算耕地的生态足迹和生态承载力来衡量。一方面,对食物的需求通过在耕地上种植农作物来满足;另一方面,人类在农业生产耕作过程中可能会对生态环境造成不良影响从而产生负外部性产品。目前,学界对耕地生态足迹的计算多数只考虑了前者,即仅计算满足一定区域粮食需求所需的耕地面积。然而,当前人类对耕地资源的生态破坏性占用屡见不鲜,例如过度使用化肥、农药、塑料薄膜等会污染耕地,导致土壤肥力下降等一系列生态环境问题。基于此,为弥补传统的耕地生态足迹模型忽略负外部性产品的缺陷,本研究引入耕地碳足迹核算,将耕地利用过程中破坏生态环境而折合的耕地资源纳入考虑。为此,本研究将耕地生态足迹分为生物足迹和碳足迹两类,前者指满足一定区域内人类生物性产品消费所需要的耕地面积,即传统意义上的耕地生态足迹;后者指由于人类在生产过程中破坏耕地生态环境而导致的负外部性产品所折算的耕地面积。

对于耕地生物足迹 F_b 计算公式如式(9)和式(10):

$$F_b = N \times f \quad (9)$$

$$f = \sum_{j=1}^n (\alpha a_{ij}) = \sum_{j=1}^n \alpha (c_{ij}/v_{ij}) \quad (10)$$

式(9)中, N 为研究区域的人口总数, f 为人均耕地生物足迹; α 为耕地均衡因子, 取2.17^[27]。

式(10)中, n 为区域内所消费的粮食作物类型数量; a_{ij} 为区域 i 中第 j 种粮食作物的人均所需生产性土地(即耕地)面积数量; c_{ij} 为一段时间内区域 i 中第 j 种粮食作物的人均消费量; v_{ij} 为区域 i 中第 j 种粮食作物的全国平均产量。

对于耕地碳足迹, 本研究通过计算耕地的碳排放量和碳吸收量来评估, 即能吸收一定区域内耕地使用过程中产生的温室气体所折算的耕地面积。耕地的碳排放, 主要以下列3个方面的农业生产项目为主要测算依据: (1)在对耕地进行生产利用过程中, 使用化肥、农药和农用薄膜所产生的碳排放; (2)农业机械耕作时耗费的农用柴油所产生的碳排放; (3)对耕地进行灌溉耗费的电能所产生的碳排放。对于耕地的碳吸收量, 主要依据区域内农作物产量、经济系数以及固碳系数进行估算。耕地碳足迹 F_c 具体计算公式如式(11)~(13):

$$F_c = \frac{G_1}{(G_2 \div S)} \quad (11)$$

$$G_1 = \sum_{j=1}^m \epsilon_j q_j \quad (12)$$

$$G_2 = \gamma \times \theta \times \left(\frac{44}{12} \right) \times \sum_{j=1}^m \frac{Q_j}{\delta_j} \quad (13)$$

式(11)~(13)中, G_1 为耕地利用过程中的碳排放总量; j 为在农业生产项目种类; ϵ_j 为第 j 类农业生产项目的碳排放系数, 本研究只考虑化肥、农药、塑料薄膜、农用柴油、灌溉耗能等5类农业生产项目的碳排放量, 前4种农资投入品的碳排放系数分别取0.79、4.93、5.18、0.59, 灌溉耗能碳排放系数取266.48 kg/hm²^[28]; q_j 为第 j 类项目的投入总量。 G_2 为耕地的碳吸收量, 即固碳总量; S 为耕地面积; $(G_2 \div S)$ 反映了耕地的固碳能力; γ 为校正系数, θ 为生物量与固碳量的转换因子, 分别取0.05和0.45^[29]; Q_j 为第 j 种粮食作物的产量; δ_j 为粮食作物的经济系数(水稻取0.45, 小麦取0.4, 玉米取0.4, 豆类取0.35, 薯类取0.65^[30]); 44/12为碳与二氧化碳之间的换算系数。

考虑到将耕地生物足迹与碳足迹核算结果直接相加得出的总足迹可能存在重复计算问题, 本研究拟引入平衡因子来修正碳足迹核算结果, 将修正后

的耕地碳足迹与生物足迹求和得到耕地生态总足迹 F_e :

$$F_e = F_b + \sigma F_c \quad (14)$$

式(14)中, σ 为平衡因子, 本研究采用崔宁波等^[13]的研究结果将 σ 记为0.5。

1.4 耕地生态承载力计算

生态承载力指在不影响生态系统功能完整性的基础上, 某一地区在一定的自然经济社会条件下, 所能提供的、最大的、可供利用的生态生产性面积的总和。在耕地生态承载力计算过程中, 由于不同区域耕地资源的自然禀赋存在差异, 因此需要使用“产量因子”进行校正。一个区域的生态足迹供给, 即生态承载力 D_e 的一般计算公式为:

$$D_e = N_i \times d_e \quad (15)$$

$$d_e = 0.88 \times \alpha \times y \times Z \quad (16)$$

式(15)~(16)中, d_e 为人均生态承载力; α 为均衡因子, 与前文一致, 耕地为2.17; Z 为人均粮食作物播种面积; 根据世界环境发展委员会报告, 区域内用于保护区域内的生物多样性的生物生产性土地面积至少要留12%, 因此需要乘以系数0.88。 y 为耕地产量因子, 反映该区域的耕地生产力水平, 可以通过研究区域内所消费的每种粮食的平均产量与全国平均产量的比值, 再根据该区域不同种类粮食的种植面积占比线性加权处理求得该区域的耕地产量因子 y 。具体计算公式如式(17):

$$y = \sum_{j=1}^n \left(\frac{Q_j}{v_j} \times \frac{m_j}{M} \right) \quad (17)$$

式(17)中, Q_j 为粮食作物 j 在该区域的单位面积的平均产量; v_j 为粮食作物 j 全国的平均产量; m_j 为粮食作物 j 在该区域的种植面积; M 为该区域所有种类粮食作物的种植总面积。

1.5 耕地生态外溢价值计算

根据区域的耕地生态足迹和耕地生态承载力确定该区域的耕地生态供需平衡状态。当 $F_e > D_e$ 时, 表明该区域耕地资源无法满足该区域的需求, 即该区域处于耕地生态赤字状态, 耕地生态外溢价值为负; 反之, 当 $F_e < D_e$ 时, 表明该区域耕地资源能够满足需求, 即该区域处于耕地生态盈余状态, 耕地生态外溢价值为正。耕地生态盈亏量和盈亏程度计算公式如式(18)和式(19):

耕地生态盈亏量 T_e :

$$T_e = D_e - F_e \quad (18)$$

耕地生态盈亏程度 ω ：

$$\omega = \frac{T_e}{D_e} \quad (19)$$

以区域 i 中耕地的生态价值作为计算基础,经济发展水平作为修正系数,结合耕地生态盈亏程度综合确定耕地生态外溢价值量：

$$I_i = U_i \times \omega \times \lambda \quad (20)$$

I_i 为区域 i 耕地生态外溢价值; U_i 为区域 i 耕地生态价值总量; λ 为修正系数。由于区域间社会发展状况存在差异,而区域间单位GDP能耗的平均水平并无显著不同,能耗与生态资源的消耗密切相关,故经济发展水平越高的地区,所占用的生态资源价值越高,基于经济水平构造修正系数 λ ：

$$\lambda = \frac{GDP_i}{GDP} \times \frac{R_i}{R} \quad (21)$$

GDP_i 为区域 i 的人均GDP; GDP 为全国人均GDP; R_i 为区域 i 的人均可支配收入; R 为全国人均可支配收入。

1.6 研究区域概况与数据来源

长江经济带涵盖长江流域的11个省(直辖市)——上海、江苏、浙江、安徽、江西、湖南、湖北、四川、重庆、云南、贵州,其中既有沿海城市,也有内陆地区,气候多样,地貌复杂,总面积约205万 km^2 ,人口规模超过6亿,生产总值约占全国一半,是全国高密度经济走廊之一,具有得天独厚的优势。长江经济带是全国生态文明建设的先行示范带,对我国生态经济的发展有着举足轻重的作用,同时也承担着全国粮食安全和耕地保护的重要责任。

本研究以长江经济带11个省(直辖市)作为研究对象,测算2011—2021年耕地生态价值、碳排放和吸收量、生态足迹、生态承载力、耕地外溢价值。其中,区域人口、GDP、人均可支配收入、耕地数量、各类粮食播种面积和产量等数据来自2011—2021年《中国统计年鉴》和各地区的统计年鉴,化肥、农药、农用薄膜、农用柴油使用量、灌溉面积等数据来自2011—2021年《中国农村统计年鉴》,对于缺失的数据,均用插值法补充。主要粮食作物价格来自2011—2021年《中国农产品价格调查年鉴》,农药、化肥价格来自中国农业农村部官方网站(<http://www.moa.gov.cn/>)以及《全国农产品成本收益资料汇编》。对于不能直接获得的某些年份或地区的价格数据,根据《中国统计年鉴》中的价格指数资料计算补充,粮食、农药、化肥价格统一使用全国市场价格。

2 结果与分析

2.1 耕地生态价值变化趋势

根据长江经济带11省(直辖市)的农业生产状况,本研究选取水稻、小麦、玉米、豆类、薯类等5种主要粮食作物来计算耕地生态服务价值,单位面积产量如图1。可以看出,长江经济带5种主要粮食作物中水稻的单产最高,说明水稻在长江经济带粮食作物中处于主导地位。此外,从2011年到2021年,长江经济带5种主要粮食作物单位面积产量整体呈缓慢上升趋势,这反映出长江经济带耕地质量水平逐渐提高,农业生产力得到了发展。

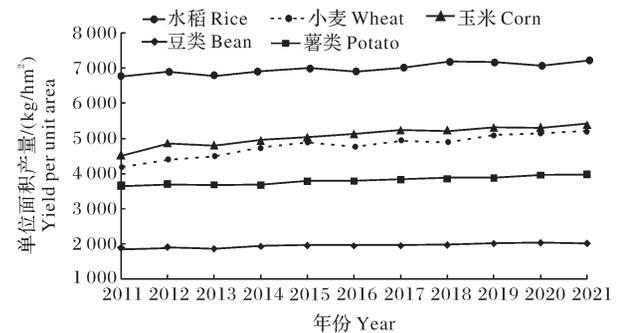


图1 长江经济带2011—2021年主要粮食作物单位面积产量
Fig.1 Yield per unit area of major crops in the Yangtze River Economic Belt, 2011—2021

根据5种主要粮食作物的播种面积、单位面积产量、粮食价格等并利用公式(4)可计算出长江经济带耕地当量因子价值量。修正好耕地生态服务价值当量因子值,最终可以计算出长江经济带耕地生态服务价值(表1)。可以看出,2011—2021年来,长江经济带耕地保护生态价值量总体呈上升趋势,由4419.53亿元增长到5300.46亿元,涨幅达19.93%;单位面积耕地生态价值也由1935.89元/ hm^2 提高到2472.64元/ hm^2 ,涨幅27.73%。单位面积生态价值的涨幅大于生态价值总量的涨幅,其主要原因可能是随着社会的不断发展,人口规模的增加不可避免地占用一些耕地资源,导致了耕地数量的减少。

在耕地资源减少和人口规模增加的双重压力下,为满足粮食需求,在农业生产过程中,不可避免地会加入化肥、农药、农用薄膜等投入,从而造成环境污染,产生耕地负外部性价值。选取化肥、农药、农用薄膜3种常见的农业生产投入,根据公式(5)~(8)计算出长江经济带2011—2021年耕地利用过程中价值损失量(即耕地生态负外部性价值),其结果如图2所示。从总体趋势来看,耕地利用生态价值损

表1 长江经济带2011—2021年耕地生态服务价值
Table 1 Ecological service value of cultivated land in the Yangtze River Economic Belt, 2011—2021

年份 Year	单位当量因子的价值量/ (元/hm ²) Value of unit equivalent factors	耕地生态服务价值量/亿元 Ecological service value of cultivated (100 million yuan)
2011	1 935.89	4 419.53
2012	2 067.85	4 725.47
2013	2 120.06	4 745.55
2014	2 203.45	5 033.83
2015	2 234.40	5 106.53
2016	2 163.35	4 904.70
2017	2 185.06	4 959.94
2018	2 232.91	5 049.22
2019	2 233.18	4 301.93
2020	2 317.48	4 955.81
2021	2 472.64	5 300.46

失逐年缓慢降低,其中2011年长江经济带耕地的生态负外部性价值总量约为749.17亿元,2021年耕地的生态负外部性价值总量降低到638.91亿元。从类

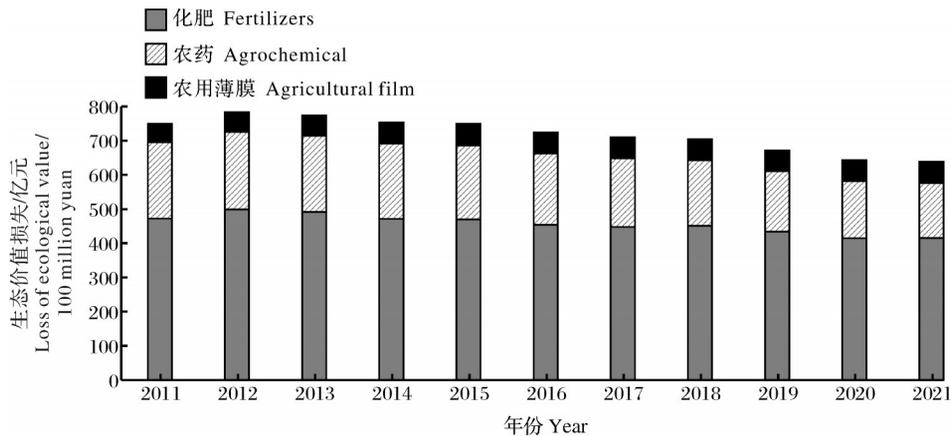


图2 长江经济带2011—2021年耕地生态负外部性价值

Fig.2 Negative ecological value of cultivated land in the Yangtze River Economic Belt, 2011—2021

2.2 耕地碳排放量和碳吸收量测算

根据长江经济带2011—2021年化肥、农药、农膜、农用柴油的使用量和农业灌溉量以及碳排放系数,利用公式(12)分别计算出各项目的碳排放量,结果见表3。可以看出,化肥和农药2个项目的碳排放量总体呈下降趋势,化肥作为耕地最主要的碳源,每年对耕地总碳排放贡献率均在45%以上,其碳排放量从2011年的1 698.84 t降低到2021年的1 410.09 t;农药碳排放量从2011年383.80万t减少到2021年的255.31万t,降幅较大(约为33.5%)。而农业灌溉碳排放量呈逐年上升趋势,直至2021年上

别上来看,每年因化肥的不合理利用而造成的耕地生态价值损失最高,占比约为63%;农业薄膜造成的耕地生态价值损失较低,约占9%。

根据长江经济带耕地生态服务价值量以及耕地生态价值损失,可以得出长江经济带耕地保护生态价值总量,计算结果见表2。从2011年到2021年,长江经济带耕地保护生态价值总量呈上升趋势,由2011年3 670.37亿元上涨到2021年4 661.55亿元,增加近1 000亿元,增长率约为27%。长江经济带11省(直辖市)中,四川省、江苏省的耕地生态价值较高,上海市的耕地生态价值最低;从时间角度来看,各地区的耕地生态价值均呈现升高趋势,得益于农业生产技术的改善以及耕地保护政策的出台,长江经济带各地区的耕地生态价值均有改善。此外,耕地保护生态价值总量在2019年出现跳跃性减少,可能原因是第3次全国土地调查后,耕地面积统计口径差异过大,一些省份耕地面积统计骤减,从而导致耕地生态价值总量减少。

升停滞。农用薄膜和农用柴油碳排放量则呈倒“U”型规律,前几年缓慢增长到2017年达到碳排放顶峰,分别为396.67万t和416.71万t,之后几年逐渐下降。究其原因,一方面,近几年长江经济带发展迅速,技术的进步和科技创新在农业生产中发挥着重要作用,高效农业生产技术改变了耕地利用的方式,进而影响碳排放量。另一方面,2016年9月,《长江经济带发展规划纲要》正式印发,一系列环保政策相继出台,长江经济带的发展开始强调“生态优先、绿色发展,共抓大保护,不搞大开发”,注重减少农业活动对生态环境的污染。

表2 长江经济带2011—2021年耕地生态价值总量

Table 2 Total ecological value of cultivated land in the Yangtze River Economic Belt, 2011—2021

区域 Region	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021
上海 Shanghai	23.01	23.65	25.97	27.66	28.66	30.79	36.50	33.22	36.32	30.31	32.94
江苏 Jiangsu	522.59	548.21	554.99	591.16	591.11	558.45	598.93	625.54	583.08	669.05	706.20
浙江 Zhejiang	260.52	255.07	229.37	244.09	230.67	235.89	233.74	245.63	146.45	249.74	251.48
安徽 Anhui	358.97	427.17	423.37	506.59	551.47	486.01	513.74	520.37	486.09	510.11	572.85
江西 Jiangxi	317.27	331.64	338.91	358.46	354.51	353.90	355.95	350.70	304.03	338.55	356.63
湖北 Hubei	515.03	528.59	552.63	573.79	611.19	535.03	545.93	553.18	493.19	576.92	616.49
湖南 Hunan	481.08	508.45	471.15	504.66	505.80	495.96	508.39	544.69	461.10	540.77	497.67
重庆 Chongqing	187.00	182.31	199.66	200.55	196.21	198.95	189.06	195.78	146.78	215.82	226.13
四川 Sichuan	574.19	567.87	614.38	622.36	619.29	632.62	612.47	627.95	468.56	503.50	727.17
贵州 Guizhou	113.82	189.47	158.31	188.88	192.52	212.65	200.46	176.83	138.40	184.29	194.33
云南 Yunnan	277.18	293.22	320.17	347.08	334.76	323.21	320.96	334.20	287.55	382.96	367.58
长江经济带 Yangtze River Economic Belt	3 670.37	3 942.35	3 971.34	4 279.87	4 357.37	4 181.09	4 250.02	4 345.31	3 631.02	4 312.66	4 661.55

表3 长江经济带2011—2021年耕地利用过程中不同项目的碳排放量

Table 3 Carbon emissions from different projects during the utilization of cultivated

land in the Yangtze River Economic Belt, 2011—2021

万 t

年份 Year	化肥碳排放量 Carbon emissions from fertilizers	农药碳排放量 Carbon emissions from pesticides	农用薄膜碳排放量 Carbon emissions from agricultural film	农用柴油碳排放量 Carbon emissions from agricultural diesel oil	农业灌溉碳排放量 Carbon emissions from irrigation
2011	1 698.84	383.80	354.02	383.26	592.57
2012	1 714.54	385.33	372.13	393.07	602.64
2013	1 717.74	376.80	384.66	407.03	624.48
2014	1 721.65	370.00	394.42	411.54	634.88
2015	1 708.94	363.05	396.38	415.62	646.45
2016	1 685.77	350.77	394.69	414.85	655.65
2017	1 641.04	335.29	396.67	416.71	663.77
2018	1 569.92	314.34	390.95	378.86	669.86
2019	1 488.19	286.78	385.09	372.39	673.98
2020	1 440.24	270.56	380.96	374.38	681.28
2021	1 410.09	255.31	374.28	356.39	681.27

通过表3各项的碳排放量计算结果可以得出长江经济带耕地碳排放总量,再根据5种主要粮食作物的产量通过公式(13)可以计算出长江经济带耕地的碳吸收量。其结果如图3所示,可以看出2011年以后碳吸收总量普遍高于碳排放总量,并且两者差距有扩大趋势,到2021年,长江经济带耕地碳吸收总量比碳排放总量高698.70万t。分开来看,碳排放总量呈现总体下降的趋势,从2011年的3 412.48万t减少到2021年的3 077.35万t,减少约10%。在同一时间段内,耕地碳吸收总量整体上呈现了增加的趋势,从2011年的3 383.26万t增加到2021年的3 776.05

万t,增加了392.8万t。近些年长江经济带关注绿色农业发展,在农业生产中推广有机种植、无化学农药、轮作休耕等,提高了农作物生长效率和土壤固碳能力。此外,长江经济带还积极推行生态保护政策,加大生态修复力度,保护农田环境,并加强农田水利工程建设,改善灌溉条件,从而提高了耕地生态系统功能,增加碳汇。

2.3 耕地生态足迹和生态承载力评估

耕地生态足迹可以量化人类对耕地生态资源的使用情况,而人类对耕地资源的使用既包括粮食等生物性产品,也包括在粮食生产过程中为了追求粮

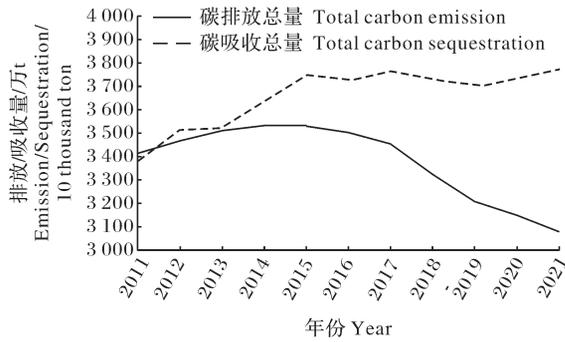


图3 长江经济带2011—2021年耕地碳排放和吸收总量

Fig.3 Total carbon emissions and sequestration from cultivated land in the Yangtze River Economic Belt, 2011—2021

食的经济效益而对耕地资源造成破坏而导致的“副产品”。根据长江经济带耕地碳排放和碳吸收总量,利用公式(11)~(13)得出耕地碳足迹。耕地生物足迹则可通过公式(9)和(10)求出,最后根据公式(14)得到长江经济带耕地生态足迹,结果如表4所示。长

江经济带2011—2021年间人均耕地生物足迹介于0.05~0.06 hm²,耕地生物足迹总量则介于3 000万~3 500万 hm²。无论是总量还是人均,整体变化幅度较小。对比耕地生物足迹,耕地碳足迹在同时期始终处于较高水平。总体上来看,长江经济带耕地碳足迹在2011—2021年间呈下降趋势,耕地碳足迹总量从4 553.8万 hm²减少到3 495.43万 hm²,降幅约22%。相应地,经过平衡因子调整后,长江经济带耕地生态足迹在2011—2021年间也呈下降趋势,人均耕地生态足迹由0.096 2 hm²降低到0.083 7 hm²,降幅约为13%,耕地生态足迹总量由5 567.88万 hm²降低到5 082.40万 hm²,降幅约为9%。耕地生态足迹逐年减少说明长江经济带耕地的管理方式在近几年内变得更加环保和高效,采取了更加有效的措施来提高土壤质量、增加土壤的碳吸收能力以及减少生态破坏。长江经济带耕地生态足迹总量的降幅低于人均耕地生态足迹的降幅表明该区域人口压力的增加。

表4 长江经济带2011—2021年耕地生态足迹核算项目及变化

Table 4 Accounting items and changes in ecological footprint of cultivated land in the Yangtze River Economic Belt, 2011—2021

年份 Year	耕地生物足迹 Biological footprint of cultivated land		耕地碳足迹 Carbon footprint of cultivated land		耕地生态足迹 Ecological footprint of cultivated land	
	人均/hm ² Per capita	总量/万 hm ² Total	人均/hm ² Per capita	总量/万 hm ² Total	人均/hm ² Per capita	总量/万 hm ² Total
	2011	0.056 8	3 290.98	0.078 7	4 553.80	0.096 2
2012	0.052 3	3 051.45	0.076 4	4 453.38	0.090 5	5 278.14
2013	0.060 9	3 571.05	0.076 6	4 492.62	0.099 1	5 817.36
2014	0.057 6	3 402.95	0.074 0	4 372.69	0.094 6	5 589.30
2015	0.053 9	3 199.83	0.071 4	4 237.74	0.089 6	5 318.70
2016	0.053 0	3 165.24	0.070 7	4 221.74	0.088 3	5 276.11
2017	0.051 5	3 095.68	0.068 6	4 121.39	0.085 8	5 156.38
2018	0.049 8	3 005.96	0.065 7	3 965.77	0.082 7	4 988.84
2019	0.049 6	3 004.71	0.054 5	3 301.21	0.076 8	4 655.31
2020	0.052 7	3 192.90	0.059 5	3 608.96	0.082 5	4 997.38
2021	0.054 9	3 334.69	0.057 5	3 495.43	0.083 7	5 082.40

耕地生态承载力指在一个特定的区域内,综合考虑土地资源利用现状、土壤肥力、环境条件、经济社会发展水平等因素,能够维持一定数量和质量的食品生产能力的耕地资源。根据公式(15)和(16),计算出长江经济带2011—2021年耕地生态承载力如图4。可以看出,长江经济带耕地生态承载力呈总体下降趋势,从2011年8 598.64万 hm²下降到2021年的8 073.96万 hm²,净减少524.67万 hm²;长江经济带人均耕地生态承载力同样逐年下降,2011年为0.148 5 hm²,到2021年仅为0.132 9 hm²,降幅约为10.5%。

主要原因可能是随着城镇化的推进,粮食消费量不断上涨,对长江经济带自身的耕地生态承载能力造成越来越大的压力。此外,结果显示在2019年耕地承载力有一个明显的“凹点”,如前所述,可能是由于全国耕地面积统计口径差异造成的。

2.4 耕地生态外溢价值时空变化特征

1)耕地生态盈余亏损测度及空间分区。通过长江经济带耕地生态足迹和耕地生态承载力之差可以得出耕地生态盈亏量(表5),长江经济带2011—2021年耕地生态盈亏量均为正,处于生态盈余状态,耕地

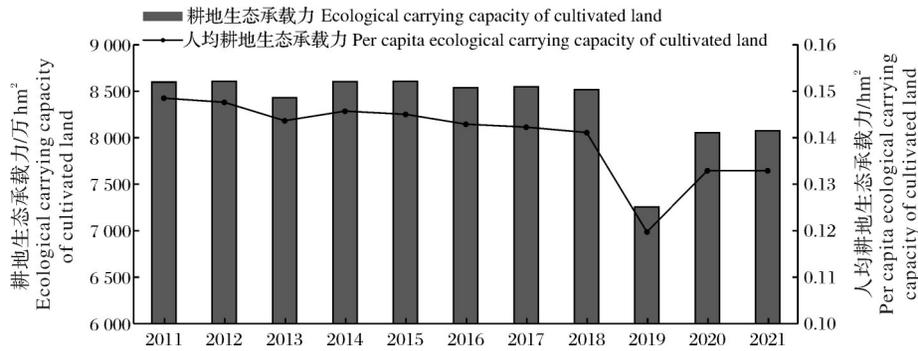


图4 长江经济带2011—2021年耕地生态承载力和人均耕地生态承载力

Fig.4 Ecological carrying capacity and per capita ecological carrying capacity of cultivated land in the Yangtze River Economic Belt, 2011—2020

资源能够满足自身的消费需求,区域耕地生态压力较小。总体来看,长江经济带耕地生态盈余量变化幅度较小,2018年耕地生态盈余量最大,为3 528.16万 hm^2 ,耕地生态盈亏程度2013年处于最小值,为0.31。长江经济带耕地生态盈余较高的原因主要在于其地理位置优越,拥有丰富的自然资源和气候条件,水资源、土地资源丰富,为耕地生态提供了良好的基础条件,适宜农作物生长。同时,长江流域具有悠久的农业传统和丰富的农业文化,农业技术、管理水平相对较高,为保护和提升耕地生态价值提供了有利条件。

表5 长江经济带2011—2021年耕地生态盈亏量及盈亏程度

Table 5 Ecological surplus and deficit of cultivated land in the Yangtze River Economic Belt, 2011—2020

年份 Year	盈亏量/万 hm^2 Quantity	盈亏程度 Degree
2011	3 030.75	0.35
2012	3 329.05	0.39
2013	2 613.54	0.31
2014	3 015.30	0.35
2015	3 289.26	0.38
2016	3 263.15	0.38
2017	3 393.25	0.40
2018	3 528.16	0.41
2019	2 600.30	0.36
2020	3 057.03	0.38
2021	2 991.56	0.37

基于长江经济带各省(直辖市)的耕地生态盈亏程度计算结果,将11省(直辖市)分别划分为耕地生态赤字区、生态平衡区、生态低盈余区、生态中盈余区和生态高盈余区。其中,耕地生态盈亏程度值小于0的区域为生态赤字区,耕地生态盈亏程度值小于0.10的区域为生态平衡区,其他区域为生态盈

余区;并用自然断点法将生态盈余区划分为低盈余区(0.10, 0.28]、中盈余区(0.28, 0.41]和高盈余区(0.41, 0.49],如表6所示。上海市和浙江省在这10多年间一直处于耕地生态赤字区,前者是中国经济最发达的城市之一,城市化进程快,人口稠密,耕地需求高,然而上海市土地资源相对有限,大量耕地被征用于城市建设,耕地资源数量较少;后者素有“七山一水二分田”之名,受地形因素影响,浙江省境内大多是丘陵、山地不利于耕作,耕地资源紧缺,供给严重不足。四川盆地有着“天府之土”的美称,土地肥沃,适宜农作物生长,为农业生产提供了良好的环境基础,因此,四川省一直处于耕地生态高盈余区。重庆市和贵州省在这10余年间耕地生态需求和供给大多时候处于平衡状态,生态盈亏程度较低,在未来需要进一步加强耕地生态保护,从而能有效保障该区域的粮食安全。江西省和江苏省这10余年间耕地生态供需变化不大,分别处于耕地生态低盈余区和中盈余区。安徽省在2011年处于耕地生态中盈余区,2015年生态盈余量升高转变为生态高盈余区,然而到了2020年又变成了耕地生态中盈余区。从数据上来看,安徽省耕地生态盈亏量波动幅度不大,且多处于中盈余区和高盈余区的临界点,所以造成了安徽省生态盈余区变动的“假象”。云南省和湖北省分别从耕地生态低盈余区和生态中盈余区转变为生态中盈余区和高盈余区;湖南省则从耕地生态中盈余区逐渐变成了生态低盈余区。

2)耕地生态外溢价值评估结果分析。以耕地保护生态价值总量作为计算基础,以区域经济发展水平作为经济调节系数,结合耕地生态盈亏程度通过公式(21)计算出长江经济带2011—2021年耕地生态外溢价值,结果如图5。经济调节系数逐年上升,且始终大于1,表明长江经济带经济发展迅速,且高于

表6 长江经济带2011—2021年耕地生态盈亏分区

Table 6 Zoning of ecological surplus and deficit of cultivated land in the Yangtze River Economic Belt, 2011—2021

年份 Year	生态赤字区 Ecological deficit area	生态平衡区 Ecological balance area	生态低盈余区 Ecological low-surplus area	生态中盈余区 Ecological medium-surplus area	生态高盈余区 Ecological high-surplus area
2011	上海市、浙江省	贵州省、云南省	江西省、重庆市	江苏省、安徽省、 湖北省、湖南省	四川省
2012	上海市、浙江省	重庆市、贵州省	江西省、云南省	江苏省、安徽省、 湖北省、湖南省	四川省
2013	上海市、浙江省	重庆市、贵州省、 云南省	江苏省、江西省	安徽省、湖北省、 湖南省、四川省	—
2014	上海市、浙江省	重庆市、贵州省	江苏省、江西省、 云南省	安徽省、湖北省、 湖南省	四川省
2015	上海市、浙江省	重庆市、贵州省	江西省、云南省	江苏省、湖北省、 湖南省	安徽省、四川省
2016	上海市、浙江省	重庆市、贵州省	江西省、云南省	江苏省、湖南省	安徽省、湖北省、 四川省
2017	上海市、浙江省	重庆市	江西省、贵州省、 云南省	江苏省、湖南省	安徽省、湖北省、 四川省
2018	上海市、浙江省	重庆市、贵州省	云南省	江苏省、江西省、 湖南省	安徽省、湖北省、 四川省
2019	上海市、浙江省	重庆市、贵州省	江西省、湖南省、 云南省	江苏省	安徽省、湖北省、 四川省
2020	上海市、浙江省	重庆市、贵州省	江西省、湖南省、 云南省	江苏省、安徽省	湖北省、四川省
2021	上海市、浙江省	重庆市、贵州省	江西省、湖南省、 云南省	江苏省、安徽省	湖北省、四川省

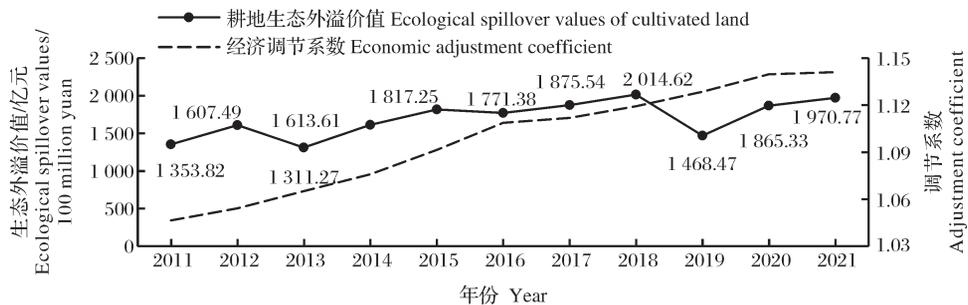


图5 长江经济带2011—2021年耕地生态外溢价值及经济调节系数

Fig.5 Ecological spillover values of cultivated land and economic adjustment coefficient in the Yangtze River Economic Belt, 2011—2021

全国平均经济发展水平。耕地生态外溢价值由耕地生态价值和耕地生态盈亏程度所决定,前者是耕地生态总价值(生态服务价值和负外部性价值之差),后者是耕地资源的供给和需求之差。从计算结果上来看,作为国家的粮食重要供给区,长江经济带耕地资源整体上表现为生态价值盈余状态,保障了区域粮食消费需求。2011—2021年长江经济带耕地生态外溢价值缓慢上升,从1 353.82亿元上涨到1 970.77

亿元。究其原因,一方面在这10余年间,长江经济带的一些区域积极推动农业生态文明建设,习近平总书记提出的“共抓大保护,不搞大开发”使得社会各界对耕地生态保护的重视程度提高,倡导绿色种植、有机农业等方式,减少了农药、化肥对耕地的污染,促进耕地土壤质量的提升。另一方面,随着经济的发展技术的进步,长江经济带的农业生产逐渐向现代化、智能化方向转变,农业生产效率提高,农业生

产方式从传统的高耗能、高污染向生态友好型发展,减少了对土地生态的破坏,提升了耕地的生态功能。此外,长江经济带的一些区域积极推进各种生态保护项目的实施,包括建立耕地轮作、休耕制度等措施,促进了耕地的生态恢复和保护,耕地生态外溢价值得到提升。

3 结论与启示

本研究旨在评估长江经济带耕地生态外溢价值,考虑了耕地利用过程中的碳排放与碳吸收,利用当量因子法、环境成本法、耕地足迹等测算2011—2021年长江经济带11省(直辖市)耕地生态价值的供给和需求,根据耕地生态盈余亏损程度划分出盈余区、平衡区与赤字区,并分析其时空变化特征。研究结论如下:

第一,长江经济带在过去10余年间,耕地生态价值总量呈现出明显的上升趋势。这一增长不仅体现了该区域对耕地生态保护工作的重视,也反映了在生态环境保护与经济发展之间取得了一定程度的平衡。从具体的数值变化来看,耕地生态价值总量由3 670.37亿元上涨至4 661.55亿元,这一增幅显示了长江经济带在耕地生态保护方面取得了积极的成效。耕地生态外溢价值则在波动中呈现出缓慢上升的趋势。从1 353.82亿元逐步增长至1 970.77亿元,增幅达到了45.57%。这一增长趋势表明,长江经济带在耕地利用过程中,不仅注重了耕地的直接经济价值,还充分考虑了其对生态环境的外溢效应。这种外溢价值的提升,有助于增强区域的生态服务功能,提升生态系统的整体稳定性。

第二,长江经济带耕地资源整体处于盈余状态,各省份的耕地生态价值和盈余水平呈现出差异化的特点:四川省耕地生态价值最高,上海市耕地生态价值最低;有9个省(直辖市)耕地资源处于盈余状态,2个省(直辖市)处于亏损状态。这种差异化的特点不仅反映了各省份在耕地保护、利用和生态恢复方面的不同成效,也揭示了区域内部生态经济发展的不平衡性。

第三,通过深入分析和评估长江经济带各省份的耕地生态状况,将11个省(直辖市)划分为5个不同的区域,即耕地生态赤字区、生态平衡区、生态低盈余区、生态中盈余区和生态高盈余区。2011—2021年间,浙江省和上海市一直处于耕地生态赤字区;四川省处于耕地生态高盈余区;重庆市和贵州省受到

地形条件所限,耕地质量较差,生态价值不高,总体处于平衡状态;江西省、安徽省和江苏省耕地生态盈亏无显著变化;云南省和湖北省分别从耕地生态低盈余区和生态中盈余区转变为中盈余区和高盈余区;由于耕地生态供给量的减少,湖南省从耕地生态中盈余区变成生态低盈余区。这种区域划分能更清晰地了解各省份在耕地生态保护方面的现状和潜力,为制定针对性的政策和措施提供了重要依据。

长江经济带覆盖沿江11省(直辖市),人口规模和经济总量占到全国的一半,作为重要的绿色低碳经济建设区,其耕地生态价值总量呈现供给大于需求的特征,且存在逐年向好的趋势。从省域视角来看,耕地生态价值总体呈现出“东低西高”的态势且受到地形条件限制。本研究得出如下启示:

第一,将雄厚的经济实力由耕地保护的阻力转为助力。对于东部地区而言,江苏省依托经济优势,建设绿色低碳的现代化农业,多年来耕地生态价值一直处于盈余状态,为东部耕地生态赤字区提供经验。上海与浙江等地区应借助经济和科技的优势,加大对农业科技创新的投入,实现农业的机械化、智能化、生态化、产业化、专业化和规模化“六化”并进,推动农业生产方式的转变,进一步推动农业现代化发展与绿色低碳可持续。在耕地保护方面,长江经济带东部地区应探索建立健全的土地利用政策和监管机制,严格保护耕地资源,防止非农化危害,加强对农业生态环境的监测和评估,推动可持续土地利用和农业生产方式的发展,实现经济实力向耕地保护的有力支持和转化。

第二,根据地域与地形条件制定适应性的耕地保护策略。对于长江经济带西部地区,例如重庆和贵州等山地丘陵主导的地区,耕地生态外溢价值受到地形条件的限制。在这些地区,耕地保护需要根据地域与地形条件制定适应性的策略。重点是因地制宜地选择与地形特点相适应的发展模式,以保持生态价值的平衡和微盈余状态。在这些地区,不应过度追求高价值的耕地生态,而应更注重实现生态、社会和经济的平衡。通过科学规划和管理,可以探索开发耕地生态潜力,促进农业可持续发展。在实践中,要充分考虑当地的自然环境、气候条件以及农民的生产习惯和需求,确保耕地保护策略的可行性和有效性。通过这样的努力,可以在西部地区实现耕地保护和农业绿色可持续发展的双赢局面。

参考文献References

- [1] 张俊峰,梅岭,张雄,等.长江经济带耕地保护生态价值的时空特征与差别化补偿机制[J].中国人口·资源与环境,2022,32(9):173-183.ZHANG J F, MEI L, ZHANG X, et al. Spatial and temporal characteristics of the ecological value of cultivated land and its differentiated compensation mechanisms in the Yangtze River Economic Belt [J]. China population, resources and environment, 2022, 32(9): 173-183 (in Chinese with English abstract).
- [2] 宋小青,欧阳竹.耕地多功能内涵及其对耕地保护的启示[J].地理科学进展,2012,31(7):859-868.SONG X Q, OUYANG Z. Connotation of multifunctional cultivated land and its implications for cultivated land protection [J]. Progress in geography, 2012, 31(7): 859-868 (in Chinese with English abstract).
- [3] 吕立刚,撒旭,龙花楼,等.耕地多功能供需匹配研究进展与展望[J].资源科学,2023,45(7):1351-1365.LÜ L G, HAN X, LONG H L, et al. Research progress and prospects on supply and demand matching of farmland multifunctions [J]. Resources science, 2023, 45(7): 1351-1365 (in Chinese with English abstract).
- [4] 李中锋,高婕,钟毅.西藏草地生态安全评价研究:基于生态系统服务价值改进的生态足迹模型[J].干旱区资源与环境,2023,37(4):9-19.LI Z F, GAO J, ZHONG Y. Assessment on grassland ecological security in Tibet based on ecological footprint model improved by ecosystem services value [J]. Journal of arid land resources and environment, 2023, 37(4): 9-19 (in Chinese with English abstract).
- [5] 肖寒,欧阳志云,赵景柱,等.森林生态系统服务功能及其生态经济价值评估初探:以海南岛尖峰岭热带森林为例[J].应用生态学报,2000,11(4):481-484.XIAO H, OUYANG Z Y, ZHAO J Z, et al. Forest ecosystem services and their ecological valuation: a case study of tropical forest in Jianfengling of Hainan Island [J]. Chinese journal of applied ecology, 2000, 11(4): 481-484 (in Chinese with English abstract).
- [6] 咎欣,张玉玲,贾晓宇,等.永定河上游流域水生态系统服务价值评估[J].自然资源学报,2020,35(6):1326-1337.ZAN X, ZHANG Y L, JIA X Y, et al. Evaluation on the ecosystem services value of the upper reaches of Yongding River [J]. Journal of natural resources, 2020, 35(6): 1326-1337 (in Chinese with English abstract).
- [7] 李安林,周艳,唐丽毅,等.怒江州土地利用模拟及生态系统服务价值评估:基于PLUS模型的多情景分析[J].中国农业资源与区划,2023,44(1):140-149.LI A L, ZHOU Y, TANG L Y, et al. Land use simulation and ecosystem services values evaluation in Nujiang prefecture: a multiple-scenario analysis based on plus model [J]. Chinese journal of agricultural resources and regional planning, 2023, 44(1): 140-149 (in Chinese with English abstract).
- [8] 欧阳志云,朱春全,杨广斌,等.生态系统生产总值核算:概念、核算方法与案例研究[J].生态学报,2013,33(21):6747-6761.OUYANG Z Y, ZHU C Q, YANG G B, et al. Gross ecosystem product: concept, accounting framework and case study [J]. Acta ecologica sinica, 2013, 33(21): 6747-6761 (in Chinese with English abstract).
- [9] 刘永强,龙花楼.长江中游经济带土地利用转型时空格局及其生态服务功能影响[J].经济地理,2017,37(11):161-170.LIU Y Q, LONG H L. Study on the spatio-temporal patterns of land use transition and its impact on ecological service function of the middle of Yangtze River Economic Belt [J]. Economic geography, 2017, 37(11): 161-170 (in Chinese with English abstract).
- [10] 欧阳晓,贺清云,朱翔.多情景下模拟城市群土地利用变化对生态系统服务价值的影响:以长株潭城市群为例[J].经济地理,2020,40(1):93-102.OUYANG X, HE Q Y, ZHU X. Simulation of impacts of urban agglomeration land use change on ecosystem services value under multi-scenarios: case study in Changsha-Zhuzhou-Xiangtan urban agglomeration [J]. Economic geography, 2020, 40(1): 93-102 (in Chinese with English abstract).
- [11] 伏润民,缪小林.中国生态功能区财政转移支付制度体系重构:基于拓展的能值模型衡量的生态外溢价值[J].经济研究,2015,50(3):47-61.FU R M, MIAO X L. A new financial transfer payment system in ecological function areas in China: based on the spillover ecological value measured by the expansion emergy analysis [J]. Economic research journal, 2015, 50(3): 47-61 (in Chinese with English abstract).
- [12] 周素,刘国华,周维,等.红河哈尼梯田遗产区生态系统服务价值外溢研究[J].生态学报,2023,43(7):2734-2744.ZHOU S, LIU G H, ZHOU W, et al. Spillover of ecosystem service value in Honghe Hani Terrace Heritage Area [J]. Acta ecologica sinica, 2023, 43(7): 2734-2744 (in Chinese with English abstract).
- [13] 崔宁波,生世玉,方袁意如.粮食安全视角下省际耕地生态补偿的标准量化与机制构建[J].中国农业大学学报,2021,26(11):232-243.CUI N B, SHENG S Y, FANG Y Y R. Standard quantification and mechanism construction of inter-provincial cultivated land ecological compensation from the perspective of food security [J]. Journal of China Agricultural University, 2021, 26(11): 232-243 (in Chinese with English abstract).
- [14] 马爱慧,唐鹏.规划管制下耕地保护空间外溢及区域财政转移:基于四川省的实证[J].长江流域资源与环境,2020,29(3):776-784.MA A H, TANG P. Externality spatial spillover and regional fiscal transfer of cultivated land protection under planning control: an empirical study based on Sichuan Province [J]. Resources and environment in the Yangtze Basin, 2020, 29(3): 776-784 (in Chinese with English abstract).
- [15] 谢高地,张彩霞,张雷明,等.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[J].自然资源学报,2015,30(8):1243-1254.XIE G D,ZHANG C X,ZHANG L M, et al. Improvement of the evaluation method for ecosystem service value based on per unit area[J].Journal of natural resources, 2015,30(8):1243-1254 (in Chinese with English abstract).
- [16] COSTANZA R,D'ARGE R,DE GROOT R, et al.The value of the world's ecosystem services and natural capital[J].Nature,1997,387:253-260.
- [17] 蔡运龙,霍雅勤.中国耕地价值重建方法与案例研究[J].地理学报,2006,61(10):1084-1092.CAI Y L,HUO Y Q.Re-evaluating cultivated land in China: method and case studies[J].Acta geographica sinica,2006,61(10):1084-1092 (in Chinese with English abstract).
- [18] 宋敏,张安录.湖北省农地资源正外部性价值量估算:基于对农地社会与生态之功能和价值分类的分析[J].长江流域资源与环境,2009,18(4):314-319.SONG M,ZHANG A L.Assessing the positive externalities of agricultural land in Hubei Province: based on the classification of social and ecological functions and values of agricultural land[J].Resources and environment in the Yangtze Basin,2009,18(4):314-319 (in Chinese with English abstract).
- [19] 蔡银莺,张安录.基于农户受偿意愿的农田生态补偿额度测算:以武汉市的调查为实证[J].自然资源学报,2011,26(2):177-189.CAI Y Y,ZHANG A L.Agricultural land's ecological compensation criteria based on the producers' willingness to accept:a case study of farmer households in Wuhan[J].Journal of natural resources, 2011, 26(2): 177-189 (in Chinese with English abstract).
- [20] 蔡银莺,张安录.城郊休闲农业景观地游憩价值估算:以武汉市石榴红农场为例[J].中国土地科学,2007,21(5):27-35.CAI Y Y,ZHANG A L.An estimation of the recreational value of metropolitan leisure agricultural landscape:a case study of Shiliuhong Leisure Farm in Wuhan City[J].China land science,2007,21(5):27-35 (in Chinese with English abstract).
- [21] 牛海鹏,张安录.耕地保护的外部性及其测算:以河南省焦作市为例[J].资源科学,2009,31(8):1400-1408.NIU H P,ZHANG A L.Externality and its calculation of cultivated land protection:a case study of Jiaozuo City[J].Resources science, 2009,31(8):1400-1408 (in Chinese with English abstract).
- [22] 杨欣,蔡银莺,张安录.基于改进选择实验模型的武汉市农地非市场价值测算[J].华中科技大学学报(社会科学版),2016,30(5):99-106.YANG X,CAI Y Y,ZHANG A L.Measurement of farmland non market value in Wuhan based on modified choice modelling[J].Journal of Huazhong University of Science and Technology (social science edition), 2016, 30(5):99-106 (in Chinese with English abstract).
- [23] 谢高地,鲁春霞,冷允法,等.青藏高原生态资产的价值评估[J].自然资源学报,2003,18(2):189-196.XIE G D,LU C X, LENG Y F, et al.Ecological assets valuation of the Tibetan Plateau[J].Journal of natural resources, 2003, 18(2): 189-196 (in Chinese with English abstract).
- [24] 祁芬芬.区域农田生态系统正、负服务价值时空变化及影响因素分析:以山东省为例[J].农业现代化研究,2013,34(5):622-626.QI X F.Spatial and temporal change of positive and negative services value and its impact factors in regional farmland ecosystem: a case study in Shandong Province[J].Research of agricultural modernization, 2013, 34(5): 622-626 (in Chinese with English abstract).
- [25] 张俊峰,贺三维,张光宏,等.流域耕地生态盈亏、空间外溢与财政转移:基于长江经济带的实证分析[J].农业经济问题,2020,41(12):120-132.ZHANG J F,HE S W,ZHANG G H, et al.Ecological benefit, spatial spillover and fiscal transfer of farmland in watershed: evidence from the Yangtze River economic belt[J].Issues in agricultural economy, 2020, 41(12): 120-132 (in Chinese with English abstract).
- [26] REES W E.Ecological footprints and appropriated carrying capacity: what urban economics leaves out[J].Environment and urbanization,1992,4(2):121-130.
- [27] WACKERNAGEL M,KITZES J,DAN M R, et al.The ecological footprint of cities and regions: comparing resource availability with resource demand[J].Environment and urbanization,2006,18(1):103-112.
- [28] 杭晓宁,张健,胡留杰,等.2006—2015年重庆市农田生态系统碳足迹分析[J].湖南农业大学学报(自然科学版),2018,44(5):524-531.HANG X N,ZHANG J,HU L J, et al.Analysis of carbon footprints in farmland ecosystem of Chongqing city 2006—2015[J].Journal of Hunan Agricultural University (natural sciences), 2018, 44(5): 524-531 (in Chinese with English abstract).
- [29] 靳亚亚,柳乾坤,李陈.基于改进三维生态足迹模型的耕地承载力评价:以江苏省为例[J].中国土地科学,2020,34(9):96-104.JIN Y Y,LIU Q K,LI C.Evaluation of cultivated land carrying capacity based on an improved three-dimension ecological footprint model: a case study of Jiangsu Province[J].China land science,2020,34(9):96-104 (in Chinese with English abstract).
- [30] 段华平,张悦,赵建波,等.中国农田生态系统的碳足迹分析[J].水土保持学报,2011,25(5):203-208.DUAN H P,ZHANG Y,ZHAO J B, et al. Carbon footprint analysis of farmland ecosystem in China[J].Journal of soil and water conservation, 2011, 25(5): 203-208 (in Chinese with English abstract).

Assessment of ecological spillover value of cultivated land and its temporal and spatial changes in Yangtze River Economic Belt from a green and low-carbon perspective

XIA Weiqi¹, ZHANG Minghui², ZHANG Anlu¹

1.School of Public Administration, Huazhong Agricultural University, Wuhan 430070, China;

2.School of Public Administration, Central China Normal University, Wuhan 430079, China

Abstract To promote the protection of cultivated land and green and low-carbon development in the Yangtze River Economic Belt, this study employed methods such as the equivalent factor method and the environmental cost method to quantify the ecological service value and negative externalities of cultivated land. By calculating the ecological footprint and ecological carrying capacity of cultivated land resources, the 11 provinces in the Yangtze River Economic Belt were categorized into surplus areas, balanced areas, and deficit areas. The ecological spillover value of cultivated land was assessed, and its spatiotemporal variation characteristics were explored. The results showed that: Firstly, from 2011 to 2021, the total ecological value of cultivated land in the Yangtze River Economic Belt showed an increasing trend, rising from 367.037 billion yuan to 466.155 billion yuan. The ecological spillover value of cultivated land also gradually increased, from 135.382 billion yuan to 197.077 billion yuan. Secondly, cultivated land resources in the Yangtze River Economic Belt were in a surplus state overall. The ecological value of cultivated land exhibited an “east-low and west-high” pattern. Sichuan had the highest ecological value and surplus quantity of cultivated land, while Shanghai had the lowest ecological value. Thirdly, from 2011 to 2021, the cultivated land ecological values of Zhejiang and Shanghai were deficit, Sichuan was in the ecological high-surplus area, Chongqing and Guizhou were in a balanced state, and Jiangxi, Anhui, and Jiangsu showed no significant changes in the ecological surplus or deficit of cultivated land. Yunnan and Hubei provinces saw an increase in the ecological surplus of cultivated land, while Hunan province experienced a decrease. Based on this, each province in the Yangtze River Economic Belt should make full use of its own resources and advantages, formulate and implement adaptive cultivated land protection strategies, so as to promote the sustainable use of cultivated land resources, and contribute to realize the goal of “ecological priority, green and low-carbon development” in the Yangtze River Economic Belt.

Keywords Yangtze River Economic Belt; carbon emissions of cultivated land; ecological spillover value; ecological surplus and deficit; green low carbon

(责任编辑:边书京)