成渝经济区土地利用变化对生态系统服务价值的影响

董会忠，姚孟超
（山东理工大学 管理学院，山东 淄博 255000）

摘　要：[目的] 评价成渝经济区土地利用变化引起的生态系统服务价值演变及其敏感性，以期为优化区域土地资源配置，保护生态环境，促进成渝经济区可持续发展提供理论支撑和经验借鉴。[方法] 以成渝经济区为研究对象，基于 2005，2011，2017 年 3 期的 Landsat TM/ETM/OLI 遥感影像数据，借助 ArcGIS 分析土地利用变化和生态系统服务价值的演变过程，并运用交叉敏感性系数法，研究土地利用变化对生态系统服务价值的敏感性程度。[结果] ①成渝经济区的土地利用之间的转换主要发生在耕地、林地、草地和建设用地之间，且耕地的土地利用动态度较大，约为 40%；②研究期内，成渝经济区生态系统服务价值略有波动，呈现总体上升趋势，其中林地和耕地对生态系统服务价值的贡献率超过 90%；③成渝经济区土地利用中水域与耕地之间的转换，交叉敏感性由 2005 年的 2.06 增加到 2017 年的 2.15，表现出较强的敏感程度且有升高的趋势，水域与建设用地的转换导致的生态系统服务价值下降且交叉敏感性较强烈，意味着高强度的人类活动对生态系统服务价值产生较大影响。[结论] 应制定合理的土地利用政策，优化土地利用结构，实现成渝经济区生态环境一体化协调发展。

关键词：土地利用变化；生态系统服务价值；交叉敏感性系数；成渝经济区

文献标识码：A　　**文章编号**：1000-288X(2020)01-0213-08　　**中图分类号**：X24

文献参数：董会忠，姚孟超. 成渝经济区土地利用变化对生态系统服务价值的影响[J]. 水土保持通报，2020，40(1)：213-220. DOI：10. 13961/j. cnki. stbctb. 2020. 01. 031；Dong Huizhong，Yao Mengchao. Impacts of land use change on value of ecosystem services in Chengdu-Chongqing economic zone[J]. Bulletin of Soil and Water Conservation，2020，40(1)：213-220.

Impacts of Land Use Change on Value of Ecosystem Services in Chengdu-Chongqing Economic Zone

Dong Huizhong，Yao Mengchao
（*School of Business*，*Shandong University of Technology*，*Zibo*，*Shandong* 255000，*China*）

Abstract：[Objective] The ecosystem service value and the sensitivity of ecosystem service values to land use changes in Chengdu-Chongqing economic zone were evaluated to provide scientific references for optimizing the allocation of regional land resources，protecting the environment，and promoting sustainable development. [Methods] Chengdu-Chongqing economic zone was selected as a case study. The evolution of land use type changes and ecosystem service values were studied using ArcGIS software，based on the Landsat TM/ETM/OLI remote sensing image data of 2005，2011，and 2017. The sensitivity of land use type change to the ecosystem service value was analyzed using the coefficient of cross-sensitivity. [Results] ① The land use type conversion in the economic zone mainly occurred in cultivated land，forest land，grassland，and construction land，and the land use dynamics of cultivated land was relatively large with a value of about 40%；② During the research period，the ecosystem service value in the economic zone slightly fluctuated，but showed an upward trend. The forest land and cultivated land contributed to the ecosystem service value for more than 90%；

收稿日期：2019-08-13　　**修回日期**：2019-09-26
资助项目：国家自然科学基金项目“区域复合生态经济系统耦合效应与政策调控研究：以黄河三角洲高效生态经济区为例”(71371112)；国家社会科学基金项目“‘2+26’市煤炭消费减量替代差异化路径与政策协同机制研究”(19BJY085)。
第一作者：董会忠(1968—)，男(汉族)，山东省烟台市人，博士，教授，硕士生导师，主要从事能源系统分析等方面的研究。Email：sdutdhz@126. com。
通讯作者：姚孟超(1991—)，男(汉族)，山东省济宁市人，硕士研究生，研究方向为工业工程与系统工程。Email：774821924@qq. com。

③The coefficient of cross-sensitivity between water and cultivated land increased from 2.06 in 2005 to 2.15 in 2017 which the type of land use conversion in the economic zone showed high sensitivity and increasing trend. The ecosystem service value caused by the conversion of water and construction land decreased, and the coefficient of cross-sensitivity was high. The results indicate that human activities had a significant impact on the ecosystem service value. [Conclusion] Land use policies should be formulated to optimize land use structures and to manage the development of regional ecological environment integration in the Chengdu-Chongqing economic zone.

Keywords: land use change; ecosystem service value; coefficient of cross-sensitivity; Chengdu-Chongqing economic zone

土地是人类生产生活的主要空间载体,在经济社会发展过程中土地利用方式及相应覆盖格局不断发生变化。土地利用类型变化不仅改变地表自然景观,也影响土地资源的承载功能和生态系统的服务功能,是生态系统服务价值变化的主要驱动力[1-3]。近年来,随着人类活动的不断加剧,不合理的土地利用格局导致生态系统环境方面的负面效应逐步显现[4]。区域土地利用类型变化对生态服务价值的影响已经成为可持续发展研究的热点[5],国内外学者对其理论[6]、评价[7]、估算[8]和应用[9]等进行了大量卓有成效的研究。众多研究应用生态敏感性指标分析在社会经济快速发展背景下土地利用变化对生态系统服务价值的影响[10-11],采用较多的是 Kreuter[12]等提出的传统敏感性系数分析方法。因为土地利用类型的变化是多元的,既有一种土地利用类型向多种其他类型转变的过程,也有多种土地类型向一种类型转变的情况[13],而传统敏感性系数分析方法仅反映生态系统服务价值随时间变化对当量因子变化的依赖程度,未对计算过程中存在的局限性加以考虑,不能真实有效的反映生态系统服务价值对土地利用变化每个过程的响应程度,影响最终得出的结论[14]。与传统敏感性系数相比,交叉敏感性系数不仅可以表示生态系统服务价值对土地利用类型面积变化的响应程度,同时可以表示敏感的方向,使其在区域生态系统研究中更具有实践意义。

作为全国统筹城乡综合配套改革试验区,成渝经济区是整个西部大开发最重要的部分。优化产业空间布局,推动区域一体化发展,构建长江上游生态安全屏障,合理制定土地利用规划,调整土地利用结构,对改善成渝经济区生态环境,提高生态系统服务价值具有重要意义。因此,在土地利用政策中,依据国民经济和社会发展规划,充分考虑生态效益,合理统筹安排各类土地资源,实现土地利用规划与生态系统服务价值协同成为政府和学界研究的重要领域。基于此,本文运用交叉敏感性系数法,对成渝经济区土地利用变化引起的生态系统服务价值演变及其敏感性进行评价,以期为优化区域土地资源配置、保护生态环境,促进成渝经济区可持续发展提供理论支撑和经验借鉴。

1 研究区概况

成渝经济区北接陕甘,南连云贵,西通青藏,东邻湘鄂,涵盖了四川省的成都、绵阳、德阳、内江、资阳、遂宁、自贡、泸州、宜宾、南充、广安、达州、眉山、乐山和雅安 15 个市以及重庆市的主城 9 区、潼南、铜梁、大足、双桥、荣昌、永川、合川、江津、綦江、长寿、涪陵、南川、万盛、璧山、万州、梁平、丰都、垫江、忠县、开县、云阳和石柱 31 个区县,区域面积达 2.06×10^5 km^2,是中国西部重要的人口、城镇、产业集聚区,也是引领中国西部地区加快发展、提升内陆开放水平、增强国家综合实力的重要支撑,在经济社会发展中具有重要的战略地位。成渝经济区又是长江上游生态屏障的重要组成部分,长江干流及主要支流岷江、沱江、嘉陵江流经本区域,与全国重要的水源涵养区相接,涵盖成都平原和低山丘陵传统农业区、盆东平行岭谷区、盆周山区、三峡库区大部分,总体地势北高南低,垂直地带性较为明显,属于亚热带湿润季风气候,具有夏热冬暖、光热同季、无霜期长、雨量充沛、湿润多阴等多种特点。成渝经济区生态系统复杂,自然资源丰富,是长江上游生物多样性的宝库,重要的地理位置和生态功能决定了其在长江流域生态屏障的重要地位。

2 数据来源与研究方法

2.1 数据说明

本文所采用的遥感影像数据均来源于美国地质调查局(USGS)官方网站(http://glovis.usgs.gov/),空间分别率为 30 m(如表 1 所示)。

表 1 主要数据信息源

传感器	采集时间	空间分辨率/m	影像轨道号(列/行)
Landsat TM	20050417	30	132/41,128/40
Landsat ETM	20110816	30	132/39,126/39
Landsat OLI	20170823	30	132/39,127/40

根据 2005,2011,2017 年的 Landsat TM/ETM/OLI 遥感影像数据,利用 ENVI5.2 软件参照土地利用现状分类标准 (GB/T 21010-2017)并结合成渝经济区实际情况将土地利用划分为耕地、林地、牧草地、水域、建设用地(居民点及工矿用地、交通用地)和未利用土地等 6 种土地利用类型(如表 2 所示)。

表 2　成渝经济区土地利用分类

土地利用类型		二级描述
耕 地		灌溉水田、望天田、水浇地、旱地、菜地
林 地		有林地、灌木林、疏林地、未成林造林地、迹地、苗圃
牧草地		天然草地、改良草地、人工草地
水 域		河流水面、湖泊水面、水库水面、坑塘水面、苇地、滩涂、沟渠、水工建筑物
建设用地	居民点及工矿用地	城镇、农村居民点、独立工矿用地、盐地、特殊用地
	交通用地	铁路、公路、农村道路、民用机场、港口、码头
未利用土地		荒草地、盐碱地、沼泽地、沙地、裸土地、裸岩、石砾地、田坎和其他

2.2　研究方法

2.2.1 土地利用变化　土地利用转移矩阵反映了某一区域某一时段期初和期末各地类面积之间相互转化的动态信息[15]。根据地图代数原理,可以得到任意两期土地利用类型 A_{ij}^{k} 和 A_{ij}^{k+1} 之间相互转化的定量关系,公式如下:

$$C_{ij}=A_{ij}^{k}\times 10+A_{ij}^{k+1} \tag{1}$$

单一土地利用动态度表示研究区域一定时间段内某种土地利用类型数量变化情况[16],公式为:

$$K=\frac{U_b-U_a}{U_a}\times\frac{1}{T}\times 100\% \tag{2}$$

式中:U_a,U_b 为研究期初和期末土地利用类型的面积(hm^2);T 为研究时长(a)。

2.2.2　生态系统服务价值评价方法　土地利用类型的差异和变化会对生态系统服务价值产生直接影响,进而影响生态系统服务功能。关于生态系统及生态系统服务价值的研究,最早始于 Costanza[10] 等通过在全球尺度上对生态服务价值进行估算所确立的研究方法,但此方法在区域生态系统服务价值的评价体系中存在着估计指标的选取不足等问题。本文借鉴已有研究成果,采用替代成本法[17]、防治成本法[18]、影子价格法[19]等间接市场法来估算建设用地对生态系统服务价值的影响,为生态系统服务价值的区域修订系数提供依据。为全面反映成渝经济区生态系统服务价值,兼顾现有土地利用分类,在谢高地等[20]提出的中国生态系统服务价值当量因子表和生态系统服务价值区域修正系数的基础上确定生态服务价值系数,其中生态系统服务当量因子等于平均粮食产量市场价值的 1/7,根据《四川省统计年鉴》和《重庆市统计年鉴》2005—2017 年成渝经济区平均粮食产量为 1 917.67 kg/hm^2 且 2017 年的平均粮食价格为 2.5元/kg,成渝经济区生态系统服务价值当量因子为 684.88 元/hm^2,进而得到生态系统服务价值系数值(如表 3 所示)。

表 3　成渝经济区不同生态系统服务价值系数　〔元/(hm^2 · a)〕

生态因子	耕地	林地	牧草地	水域	建设用地	未利用地
气体调节	549.97	3 849.91	879.98	0	−807.92	0
气候调节	78.94	2 969.94	990.01	505.98	−424.89	0
水源涵养	660.01	3 519.82	879.98	22 417.04	−8 304.19	32.92
土壤形成保护	1 605.93	4 289.85	2 144.93	10.97	4327.44	22.05
废物处理	1 803.95	1 441.02	1 441.02	19 997.27	−2 027.61	10.97
生物多样性	780.92	3 585.85	1 199.00	2 863.20	0	373.90
食物生产	1 100.04	110.03	330.00	110.03	0	10.97
原材料	110.03	2 859.90	54.97	10.97	0	0
娱乐文化	10.97	1 407.91	43.99	4773.8	9.91	10.97

(1) 生态系统服务静态价值估算模型。根据 Costanza[10] 等提出的生态系统服务价值分析模型计算成渝经济区生态系统服务价值功能,其公式为:

$$\mathrm{ESV}(J)=\sum_{i=1}^{n}(A_i\times \mathrm{VC}_i) \tag{3}$$

$$\Delta \mathrm{ESV}_i=\sum_{j=1}^{n}[(A_{i,j}-A_{j,i})\cdot(\mathrm{VC}_i-\mathrm{VC}_j)] \tag{4}$$

式中：ESV(J)为静态生态系统服务静态总价值(元/a)；n 为研究区域所涉及的土地利用类型，本文取值为 6；A_i 为研究区域内第 i 种土地利用类型的分布面积(hm^2)；VC_i 为第 i 种土地利用类型的生态系统服务价值总系数〔元/(hm^2 · a)〕。ΔSEV_i 为在研究期内第 i 种土地利用类型与其他类型之间相互转化而导致的生态系统服务价值的变化(元/a)；$A_{i,j}$，$A_{j,i}$ 为第 i 种土地利用类型与第 j 种土地利用类型相互转化的面积(hm^2)。

(2) 生态系统服务动态价值估算模型。基于单位面积价值当量因子的静态估算方法，忽略了生态系统服务价值复杂性、动态性的特征，不能准确全面地评估生态系统服务价值的空间异质性和相互关联性。为弥补区域生态系统服务价值研究的不足，本文考虑生态系统的动态性，同时兼顾空间集聚程度对生态系统服务价值的影响，对传统静态价值估算方法进行动态重构[21]，公式如下：

$$ESV=\sum_{\lambda=1}^{9}\left(\sum_{i=1}^{n}R_{i\lambda}\times\frac{\beta_\lambda ESV_\lambda}{A}\right) \tag{5}$$

式中：ESV 为重构后的生态系统服务总价值(元/a)；ESV_λ 为第 λ 项生态因子对应的生态系统服务价值静态值(元/a)；$R_{i\lambda}$ 为第 i 种土地利用类型对应的第 λ 项生态因子的空间丰富度指数($R_{i\lambda}=C_{i\lambda}/\overline{C_\lambda}$)；$C_{i\lambda}$ 为第 λ 项生态因子在第 i 种土地利用类型的空间集聚程度；$\overline{C_\lambda}$ 为第 λ 项生态因子的平均空间集聚值)；β_λ 为第 λ 项生态因子对应的生态系统服务价值优先指数($\beta_\lambda=v_\lambda/\overline{v}$)；$v_\lambda$ 为第 λ 项生态因子对应的生态系统服务价值多年平均变化率；$\overline{v}$ 为各项生态因子对应的生态系统服务价值多年平均变化率的平均值)。

2.2.3 生态系统服务价值敏感性指数计算

(1) 传统敏感性系数。传统敏感性系数(coefficient of sensitivity，CS)是指生态系统服务价值随时间变化对单位面积生态系统服务价值的依赖程度[22]。敏感性系数越大，表示该土地利用类型的单位面积对价值的评估越重要[12]。敏感性系数的计算公式如下：

$$CS=\frac{(ESV_n-ESV_m)\times ESV_m^{-1}}{(\overline{ESV}_{ni}-\overline{ESV}_{mi})\times\overline{ESV}_{mi}^{-1}} \tag{6}$$

式中：CS 为传统敏感性系数；$\overline{ESV}$ 为单位面积生态系统服务价值；m 和 n 为初始状态和调整后的状态；i 为土地利用类型。当 CS>1 时，表明 ESV 对 $\overline{ESV}$ 是富有弹性；当 CS<1 时，则表明 ESV 对 $\overline{ESV}$ 缺乏弹性。为减少某些评估存在较大误差，将研究区域各类土地利用类型的生态系统服务价值调整 50%，以此来衡量单一土地利用变化对生态系统服务价值变化的重要程度[23]。

(2) 交叉敏感性系数。交叉敏感性系数(coefficient of cross-sensitivity，CCS)是指当某土地利用类型向另一土地利用类型转换时的面积变化对生态服务价值的影响程度，指土地利用类型的单位面积变化率所引起的生态服务价值变化率[24]。在土地利用类型 向土地利用类型 转换的同时，可能同时存在土地利用类型 向土地利用类型 转换的双向过程。交叉敏感性系数考虑的是土地利用类型的净转换，而具体土地之间的转换过程不加以考虑。因此，在计算交叉敏感性系数时，为避免因选取土地利用面积基数的不同而使结果产生差异，以及实现交叉敏感性系数对土地利用类型之间的双向转换具有对称性[14]，本文将相互转换的两个土地利用类型基期面积的平均值作为转换率的基数[4]。

当一定面积的土地利用从类型 i 转换为类型 j 时，其交叉敏感性系数可由下列公式表示：

$$CCS_{ij}=\frac{\Delta ESV\cdot ESV_k^{-1}}{\Delta A\cdot 2(A_i+A_j)^{-1}} \tag{7}$$

式中：CCS 为土地利用类型 i 向土地利用类型 j 转换时的交叉敏感性系数；ΔESV 为生态系统服务价值的变化；ESV 为第 k 年的生态系统服务价值；ΔA 为土地利用类型的转换面积；A_i，A_j 为土地利用类型 i 和 j 的初始面积。由上述公式可推出，交叉敏感性系数的取值范围为$[-0.5(1+A_{kj}\cdot A_{ki}^{-1}),0.5(1+A_{kj}\cdot A_{ki}^{-1})]$，其取值可正可负，而且可以大于 1。当 $CCS_{ij}>0$ 时，表示生态系统服务价值的增减变化与土地利用类型之间的净转换同方向变化，当 时，表示生态系统服务价值的增减变化与土地利用类型之间的净转换反方向变化，且 $|CCS_{ij}|$ 越大，表示越敏感，反之，越不敏感。

3 结果与分析

3.1 成渝经济区土地利用变化分析

借助土地转移矩阵，对研究区域土地利用类型的变化数量和转换趋势进行分析，得出 2005—2017 年的土地利用转移矩阵，如表 4—5 所示。

从研究期内各种土地利用类型的内部转换数量来看，耕地的转出主要是林地、草地和建设用地，其中大约 10%的耕地转变为林地，约 2%的耕地转变为草地和建设用地。林地和耕地之间的转换幅度较大，在林地的转出中，大约 82%转变为耕地，说明研究区存在一定程度的耕地垦殖现象，部分转换为牧草地，林地的转入来源亦以耕地为主。牧草地约占总面积的 4.2%，是成渝经济区第三大土地利用类型，近一半的土地转变为林地，少部分转为耕地，其转入来源主要

以耕地、林地为主,其中林地占 50%以上。受成渝经济区地形地貌特征的影响,建设用地占土地总面积的比重较小,约为 2.6%,其转换来源主要以耕地为主,其他土地利用类型,如林地、草地、水域等由于其开发难度和生态环境的保护等问题,转为建设用地面积较少。

表 4　成渝经济区 2005—2011 年土地利用转移矩阵

项目		2011 年面积/km²							2005—2011 年单一土地利用动态度/%
		耕地	林地	牧草地	水域	建设用地	未利用地	合计	
2005 年面积	耕地	97 842.09	10 451.68	868.10	352.69	1 166.95	3.23	108 303.77	−2.15
	林地	9 251.30	71 204.29	1 573.38	236.85	157.76	26.97	85 356.61	3.52
	牧草地	636.20	3 315.33	4 926.68	59.99	26.66	44.44	7 765.99	−13.80
	水域	324.72	266.14	250.48	4 065.86	41.21	41.31	4 752.05	−4.76
	建设用地	246.84	48.48	9.39	33.23	2 511.16	0.00	3 903.75	37.03
	未利用地	2.63	71.00	137.97	3.43	0.00	266.34	382.29	−20.58
	合计	110 684.75	82 450.54	9 009.30	4 989.70	2 848.81	481.37	210 464.46	

表 5　成渝经济区 2011—2017 年土地利用转移矩阵

项目		2017 年面积/km²							2011—2017 年单一土地利用动态度/%
		耕地	林地	牧草地	水域	建设用地	未利用地	合计	
2011 年面积	耕地	96 223.46	10 013.12	750.28	242.58	1072.12	2.20	107 526.70	−0.72
	林地	10 097.55	72 377.91	1 660.22	437.04	759.81	24.08	85 753.77	0.47
	牧草地	628.38	3 025.27	4 012.64	39.63	28.01	32.06	6 752.40	−13.05
	水域	306.34	236.93	228.23	3 901.46	38.78	40.30	4 657.17	−1.99
	建设用地	268.08	50.32	9.31	33.04	3 543.01	0.00	5 441.74	39.40
	未利用地	2.89	50.22	91.72	3.41	0.00	234.05	332.69	−12.98
	合计	108 303.77	85 356.61	7 765.99	4 752.05	3 903.76	382.29	210 464.46	

从土地利用动态度来看,研究期内,各土地利用类型的动态度差异较大。其中为正的有林地和建设用地,表明研究期内用地面积净增。增加幅度较大的为建设用地,且有上升趋势,表明成渝经济区在城镇化快速发展时期,由于城市扩张、基础设施的建设等方面加大了对土地的利用;其次为林地,但其动态度略有下降,表明成渝经济区在退耕还林、保护生态林业方面功效显著并趋于稳定态势。单一土地利用动态度为负的有耕地、牧草地、水域和未利用地,表明在研究期内各土地利用类型面积有不同程度的减少,其中减少幅度最大的为未利用地。土地利用的转换反映了复杂的人类活动,是人类改造生态系统的表现,在不同土地利用类型的相互转换过程中,必然会改变原有的生态结构和功能,进而影响生态系统服务价值的动态变化。

3.2　成渝经济区生态系统服务价值分析

根据土地利用类型相关数据以及前述生态系统服务价值计算公式(1)—(7),可以计算得出成渝经济区的生态系统服务总价值及其变化的总体情况(如表 6 所示)。

表 6　成渝经济区生态系统服务价值变化　　10^8 元/a

生态价值及变化		耕地	林地	牧草地	水域	建设用地	未利用地	合计
2005 年	生态价值	854.13	2 011.88	72.84	256.78	−20.90	0.22	3 174.95
	占总价值比例/%	26.90	63.38	2.29	8.09	−0.66	0.00	100
2011 年	生态价值	835.75	2 082.79	62.79	244.56	−28.74	0.18	3 197.33
	占总价值比例/%	26.14	65.14	1.96	7.65	−0.90	0.00	100
2017 年	生态价值	829.76	2 090.47	54.60	239.97	−29.77	0.15	3 185.18
	占总价值比例/%	26.04	65.66	1.71	7.52	−0.93	0.00	100
2005—2011 年价值变化		−18.10	69.85	−9.90	−12.05	−7.62	−0.05	38.13
2011—2017 年价值变化		−5.90	9.55	−8.07	−4.81	−11.11	−0.02	−14.38
ΔESV_i(2005—2011)		7.35	−42.08	19.20	9.37	−16.54	−0.09	—
ΔESV_i(2011—2017)		5.39	−27.94	11.81	6.91	−21.96	−0.02	—

由表 6 可知，成渝经济区 2005—2017 年的生态系统服务价值呈现先升高后降低的态势，但总体上略有提高，由 2005 年的 3.17×10^{11} 元/a 增加到 2017 年的 3.19×10^{11} 元/a。从各土地利用类型对生态系统服务价值的影响来看，研究期内不同的土地利用结构对成渝经济区总体生态系统服务价值影响差异较大，按价值大小排序为：林地＞耕地＞水域＞牧草地＞建设用地＞未利用地，其中林地产生的影响较为显著，其次为耕地，二者对生态系统服务价值的贡献率超过 90%，在成渝经济区生态系统服务价值中占有重要地位。

由表 7 可知，林地的生态系统服务价值随用地面积的增加而升高，建设用地的生态系统服务价值随用地面积的增加而减低，其他各土地利用类型随着用地面积的减少，生态系统服务价值均有不同程度的降低。导致生态系统服务价值的增加或减少是由多种土地类型之间的相互转换实现的。研究期内，林地生态系统服务价值的变化有两方面原因：①由于成渝经济区退耕还林以及森林工程的建设使得大量的耕地和牧草地转变为林地，对生态系统服务产生正向效应，生态系统服务价值增加；②区域内人口压力的增加和盲目毁林开荒，导致大面积的林地退化为牧草地和耕地，对生态系统服务产生负向效应，生态系统服务价值降低。同样，导致其他土地利用类型的生态系统服务价值增减的原因也是由正向效应和负向效应共同作用的结果。③研究中发现即使某些土地利用类型的面积减少，其对区域生态系统服务价值的影响也可能产生正向效应，如耕地、牧草地和水域在研究期内土地利用面积均减少，但其面积之间的相互转化而产生的生态系统服务价值增加，皆为正。这主要是由于其土地利用类型向生态系统服务价值系数更高的林地转换所致。因此，在生态建设和管理中，要加强对森林资源的保护力度。

表 7 土地利用面积与生态系统服务价值变化

土地利用类型	2005—2011 年		2011—2017 年		2005—2017 年	
	面积变化/km^2	价值变化/(10^8 元·a^{-1})	面积变化/km^2	价值变化/(10^8 元·a^{-1})	面积变化/km^2	价值变化/(10^8 元·a^{-1})
耕 地	−2 380.96	−18.10	−777.06	−5.90	−3 158.02	−24.00
林 地	2 906.37	69.85	397.16	9.55	3 303.53	79.40
牧草地	−1243.3	−9.90	−1 013.59	−8.07	−2 256.89	−17.97
水 域	−237.67	−12.05	−94.88	−4.81	−332.55	−16.86
建设用地	1 054.64	−7.62	1 537.97	−11.11	2 592.61	−18.73
未利用地	−99.08	−0.05	−49.6	−0.02	−148.68	−0.07

3.3 生态系统服务价值敏感性分析

3.3.1 *传统敏感性分析* 根据公式(4)计算 2005，2011，2017 年成渝经济区生态系统服务价值传统敏感性系数(如图 1 所示)。

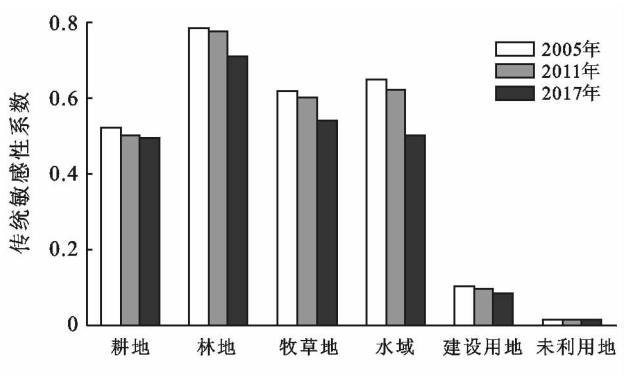


图 1 成渝经济区土地利用类型传统敏感性系数

由图 1 可知，成渝经济区传统敏感性系数 CS 均小于 1，表现为缺乏弹性，其中敏感性系数较大的有林地、牧草地、耕地和水域，与成渝经济区复杂的土壤类型和对土地利用方式相关，研究结果可信。但图 1 仅表现了土地利用变化对生态系统服务价值的单向敏感程度，并不能有效反映土地利用类型不同转换方向导致的生态系统服务价值响应程度，因此本文运用交叉敏感性分析方法继续表征这种综合反应。

3.3.2 *交叉敏感性分析* 交叉敏感性系数考虑的是土地之间的净转换，因此交叉敏感性系数的大小取决于两种土地利用类型相互转换后的净值，与转换面积的大小无关。由于土地利用类型之间的转换具有双向对称性，而交叉敏感性系数的计算与两种土地利用类型的初始平均面积有关，亦具有对称性，为研究需要，本文仅展示土地之间转换的单向敏感性系数(如图 2 所示)。即指横轴的土地利用类型向指定的类型转换时的敏感性系数，正值表示生态系统服务价值增减变化与土地利用类型之间的净转换同方向，负值表示生态系统服务价值增减变化与土地利用类型之间的净转换反方向。

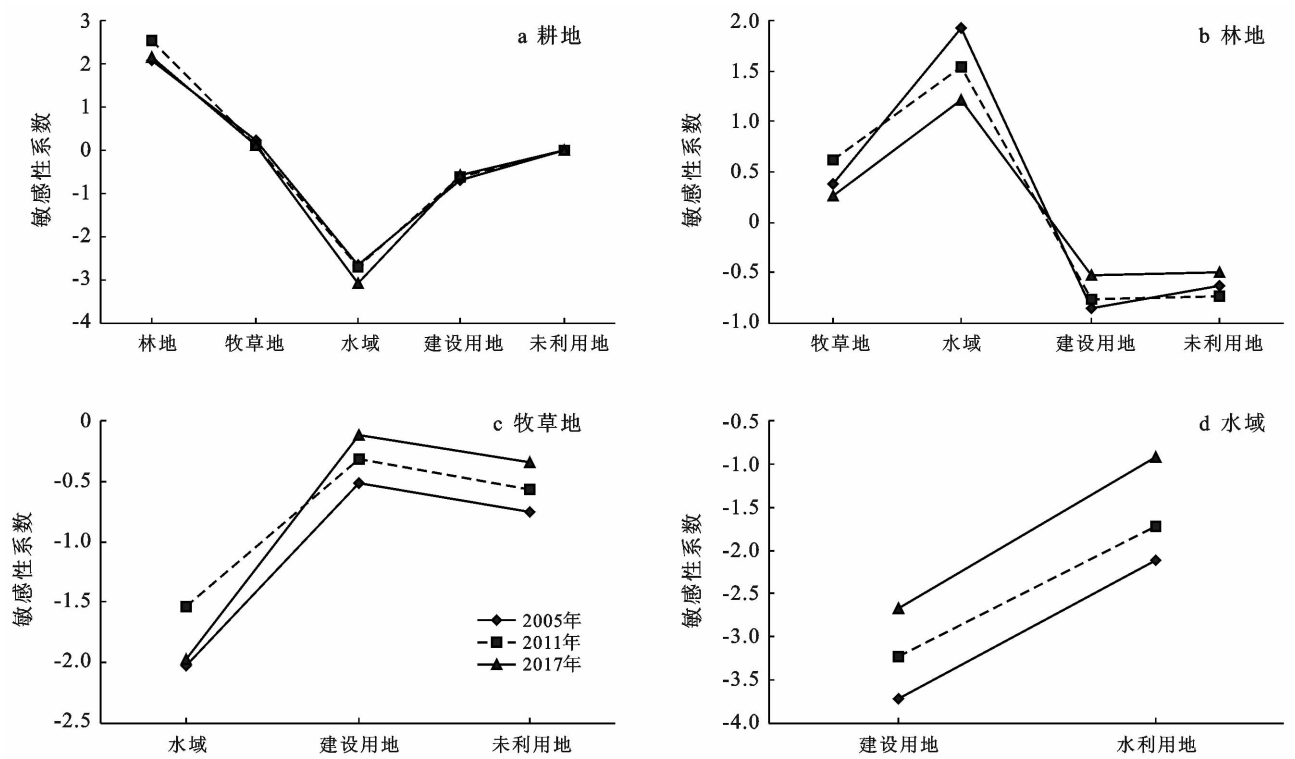


图 2　成渝经济区生态系统服务价值交叉敏感性系数

由图 2 可知,林地、水域与耕地和牧草地之间的转换敏感性系数较大,其中水域与其他用地类型的转换较为敏感,交叉敏感性系数的值均超过 1;其他土地利用类型之间的转换,敏感性系数较低,有些交叉敏感性系数的值仅为 0.11,表现为缺乏敏感性。

(1) 耕地与其他用地类型之间的转换(图 2a):耕地与林地和水域之间的土地利用类型转换,其交叉敏感性系数绝对值皆大于 1,表现为较强的敏感性且有升高的趋势,生态系统服务价值对此类土地利用之间的转换越来越敏感;耕地与牧草地和建设用地之间的土地利用类型转换,其交叉敏感性系数绝对值皆小于 1,生态系统服务价值对此类土地利用类型之间的转换缺乏敏感;耕地与未利用地之间的土地面积转换较少,且交叉敏感性系数为 0,生态系统服务价值对此类土地利用之间的转换表现不敏感。

(2) 林地与其他用地类型之间的转换(图 2b):林地与水域之间的用地类型转换,交叉敏感性系数由 2005 年的 1.92 降低到 2017 年的 1.21,说明成渝经济区近几年生态系统状态有所好转,对此类的土地利用类型之间的转换敏感性略有降低;林地与牧草地、建设用地和未利用地之间的土地利用类型转换,导致生态系统服务价值下降,交叉敏感性系数的绝对值均小于 1,表现为缺乏敏感性。

(3) 牧草地与其他用地类型之间的转换(图 2c):牧草地与水域之间的土地利用类型转换导致水域面积减少,牧草地面积增加,净转换为负值,生态系统服务价值降低,交叉敏感性系数平均值为 −1.8,生态系统服务价值对此类转换较为敏感,且表现较为稳定,表明由于成渝经济区复杂的生态环境和独特的地理位置,水域、林地之间的转换对生态系统服务价值的变化具有重要意义;牧草地与建设用地和未利用地之间的土地利用类型转换导致牧草地面积减少,生态系统服务价值降低,交叉敏感性系数的绝对值小于 1,表现为缺乏敏感性。

(4) 结合图 2 中的 a,b 和 c,从 2005 年到 2017 年的变化来看,除水域与耕地之间的转换交叉敏感性系数有所增加外,水域与其他用地类型的转换交叉敏感性系数有降低的趋势。另外,随着经济的发展、人类活动的扩张和城镇化进程的加快,建设用地面积近几年增长迅速,导致大面积的耕地、牧草地、水域等面积的缩减,生态系统服务价值降低。如图 2d 水域与建设用地之间的转换,由于占用大量的水域面积,生态系统服务价值急剧下降,交叉敏感性系数较大,2005 年 的绝对值高达 3.71,虽然 2017 年 的绝对值为2.67,较 2011 年缩小了 1.03,但仍表现为强敏感性,此类用地类型的转换具有重要的生态意义,因此在土地利用规划和资源的分配中,应重点予以考虑。

4　结 论

本文参考土地资源分类系统并兼顾成渝经济区

地理地貌特征，将土地利用类型划分为 6 种，分析了成渝经济区不同土地利用类型转换引起的生态系统服务价值变化，并在传统敏感性系数基础上构建交叉敏感性系数，研究生态系统服务价值对土地利用类型转换的响应程度，主要结论如下：

(1) 成渝经济区土地利用方式主要以耕地和林地为主，其次为牧草地和水域。研究期间内，而耕地、牧草地、水域和未利用地的单一土地利用动态度均降低，说明成渝经济区经济发展和城镇化进程加快增加了对居民用地、工业用地、交通用地等建设用地的需求，应根据区域生态环境和自然禀赋合理制定土地利用政策，优化土地利用结构。

(2) 通过生态系统服务价值分析，成渝经济区生态系统服务价值经历了先升高后下降的变化趋势。林地产生的生态效应最为显著，其生态系统服务价值约占总价值的 65%，且随用地面积的增加而升高。表明林地是维持成渝经济区生态系统价值的关键所在，必须加强森林资源管理，有效发挥森林系统的生态服务价值。

(3) 敏感性分析表明，成渝经济区较敏感的土地利用转换主要集中在水域、林地、耕地和牧草地之间，其中耕地与林地、林地与水域以及牧草向水域的转换导致生态系统服务价值显著提升。从 2005—2017 年间交叉敏感性变化趋势来看，除耕地转换为水域和林地的交叉敏感性系数值增加外，其余土地利用类型变化对生态系统服务价值的敏感性值均有所降低。因此，应结合各土地利用类型转换的交互影响，合理调整土地资源在不同土地利用类型的比例，制定适宜的土地开发强度和规模，实现区域经济与环境的协调发展。

[参 考 文 献]

[1] 房学宁，赵文武. 生态系统服务研究进展：2013 年第 11 届国际生态学大会(INTECOL Congress)会议述评[J]. 生态学报，2013，33(20)：6736-6740.

[2] 管青春，郝晋珉，石雪洁，等. 中国生态用地及生态系统服务价值变化研究[J]. 自然资源学报，2018，33(2)：195-207.

[3] 龙花楼. 论土地利用转型与乡村转型发展[J]. 地理科学进展，2012，31(2)：131-138.

[4] 刘永强，龙花楼，李加林. 长江中游经济带土地利用转型及其生态服务功能交叉敏感性研究[J]. 地理研究，2018，37(5)：1009-1022.

[5] Zhang Yongmin, Zhao Shidong, Guo Rongchao. Recent advances and challenges in ecosystem service research [J]. Journal of Resources and Ecology, 2014,5(1):82-90.

[6] Song Wei, Deng Xiangzheng. Land-use/land-cover change and ecosystem service provision in China[J]. Science of the Total Environment, 2017,576:705-719.

[7] 方明，吴次芳，沈孝强，等. 杭州市生态系统服务价值演变分析[J]. 地域研究与开发，2014，33(2)：153-158，164.

[8] 谢高地，张彩霞，张昌顺，等. 中国生态系统服务的价值[J]. 资源科学，2015，37(9)：1740-1746.

[9] Liu Yaqun, Song Wei, Mu Fengyun. Changes in ecosystem services associated with planting structures of cropland: A case study in Minle County in China[J]. Physics And Chemistry Earth(parts A/B/C), 2017,102:10-20.

[10] 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(6630):253-260.

[11] 袁吉有，段昌群，欧阳志云，等. 科尔沁沙地东南缘不同生态恢复模式下生态系统服务经济价值估算[J]. 生态环境学报，2018，27(1)：55-61.

[12] Kreuter U P, Harris H G, Matlock M D, et al. Change in ecosystem service values in the San Antonio area, Texas[J]. Ecological Economics, 2001,39(3):333-346.

[13] 刘金勇，孔繁花，尹海伟，等. 济南市土地利用变化及其对生态系统服务价值的影响[J]. 应用生态学报，2013，24(5)：1231-1236.

[14] 普拉提·莫合塔尔，海米提·依米提. 土地利用变化下的生态系统服务敏感性研究：以克里雅绿洲为例[J]. 自然资源学报，2014，29(11)：1849-1858.

[15] 陈龙，周生路，周兵兵，等. 基于主导功能的江苏省土地利用转型特征与驱动力[J]. 经济地理，2015，35(2)：155-162.

[16] 司慧娟，袁春，周伟. 青海省土地利用变化对生态系统服务价值的影响研究[J]. 干旱地区农业研究，2016，34(3)：254-260.

[17] 景可，焦菊英. 水土保持措施与效益评价研究：以陕北安塞县为例[J]. 水土保持研究，2011，18(1)：132-136.

[18] 马贤磊，唐亮，孙萌丽. 城镇土地生态环境效应的影响因素研究：基于 LMDI 分解模型[J]. 南京农业大学学报(社会科学版)，2018，18(2)：117-128，161.

[19] 孟祥凤，李秀霞. 农地非农化过程中农民土地权益损益研究：以吉林省四平市为例[J]. 水土保持通报，2016，36(2)：270-276.

[20] 谢高地，肖玉，甄霖，等. 我国粮食生产的生态服务价值研究[J]. 中国生态农业学报，2005，13(3)：10-13.

[21] 吴健生，岳新欣，秦维. 基于生态系统服务价值重构的生态安全格局构建：以重庆两江新区为例[J]. 地理研究，2017，36(3)：429-440.

[22] Gascoigne W R, Hoag D, Koontz L, et al. Valuing ecosystem and economic services across land-use scenarios in the Prairie Pothole Region of the Dakotas, USA[J]. Ecological Economics, 2011,70(10):1715-1725.

[23] 彭文甫，周介铭，杨存建，等. 基于土地利用变化的四川省生态系统服务价值研究[J]. 长江流域资源与环境，2014，23(7)：1053-1062.

[24] 黄静，崔胜辉，李方一，等. 厦门市土地利用变化下的生态敏感性[J]. 生态学报，2011，31(24)：7441-7449.