

基于土地利用总体规划的生态损益研究 ——以武汉市为例^{*1}

葛堃¹ 卢新海²

(1. 华中科技大学公共管理学院, 湖北武汉 430074;

2. 华中师范大学公共管理学院, 湖北武汉 430079)

【摘要】：以武汉市为例，结合《武汉市土地利用总体规划（2006-2020年）》的土地利用安排，探讨了土地利用变化对区域生态服务价值的影响。结果表明：（1）根据《总规》，土地利用变化方向始终秉承“三增五减”的固定模式，具体表现为园地、林地和建设用地增加；耕地、草地、其他农用地、滩涂沼泽和自然保留地减少。（2）研究期内，土地生态服务价值由最初的197.64亿元下降为174.15亿元，生态损失严重主要源于建设用地面积的增加以及滩涂沼泽面积的减少，滩涂沼泽的生态服务功能被忽视；当前《总规》的土地利用安排朝单一化发展，多样性和生态均衡性有所下降，并不利于武汉市的生态环境建设。（3）根据敏感性分析结果，所有地类的生态系统服务价值敏感性指数均小于1，证明测算结果可信，且耕地的敏感性指数值最高，说明耕地的变化对生态系统服务价值的影响最大。

【关键词】：土地规划；生态系统服务价值；敏感性指数；武汉市

【中图分类号】：F321.1 **【文献标识码】**：A **【文章编号】**：1003-8477（2018）02-0068-06

一、引言

生态系统服务是指通过生态系统的结构、过程和功能直接或间接得到的生命支持产品和服务。^{[1] (p253)}土地利用/覆被变化能改变生态系统的结构、过程和功能，进而影响生态系统服务。^{[2] (p407) [3] (p499)}土地利用作为人类最基本的实践活动，对维持生态系统服务功能起着决定性的作用，研究土地利用背景下的生态系统服务价值变化对促进地区生态建设与可持续发展具有重要意义。

^{[4] (p76) [5] (p68)}本文拟从生态系统服务价值的角度，研究在《武汉市土地利用总体规划（2006-2020年）》的土地利用安排下，武汉市生态系统服务价值的变化，并明晰两者的关系，以期对武汉市土地资源的可持续利用和生态环境保护决策提供依据。

二、研究方法

1. 数据来源与地类划分。

¹ **作者简介**：葛堃（1986—），男，华中科技大学公共管理学院国土资源与不动产研究中心博士研究生；卢新海（1965—），男，华中师范大学公共管理学院院长、教授、博导。

基金项目：湖北省国土资源科技计划项目“湖北土地整治及其环境效应研究”（ETZ2017A10）。

本文所涉及的武汉市土地利用基础数据来源于《武汉市土地利用总体规划（2006-2020 年）》，社会、经济数据来源于《中国统计年鉴-2016 年》、《农业经济统计-2005 年》及其他公开发表物。土地利用/土地覆被类型采用二调分类标准，结合研究需要与武汉市土地利用总体规划实际情况，将其分为耕地、园地、林地、草地、其他农用地、建设用地（城乡建设用地、交通水利用地等）、水域、滩涂沼泽和自然保留地 9 种类型。

2. 生态系统服务价值评价方法。

(1) 生态系统服务价值估算方法。

对生态效益的评价，国际上的做法是通过对不同区域内生态过程、功能的研究，归纳统计出生态系统效益的价值。Costanza 等对全球尺度上的生态系统服务价值进行了估算，在一定程度上明确了生态系统服务价值估算的原理和方法，但研究中的某些数据存在较大偏差，如对耕地生态价值的估计过低，对湿地生态价值的估计过高。根据我国的实际情况，谢高地等在 Costanza 等提出的生态服务价值分析模型基础上，结合对我国 200 位生态学者进行的生态问卷调查结果，建立了中国陆地生态系统单位面积生态系统服务价值当量表（表 1），并确定 1 个生态服务价值当量因子的经济价值量等于当年全国平均粮食单产市场价值的 1/7。^{[6] (p189)}考虑到研究区的实际情况和当前的研究进展，本文引用谢高地的中国陆地生态系统单位面积生态系统服务价值当量表，结合 Costanza 等提出的生态服务价值分析模型估算武汉市的生态系统服务价值，其公式为：

$$ESV_k = A_k \times \sum_{f=1}^n VC_{fk} \tag{1}$$

$$ESV_f = \sum_{k=1}^n (A_k \times VC_{fk}) \tag{2}$$

$$ESV = \sum_{k=1}^n ESV_k = \sum_{f=1}^n ESV_f \tag{3}$$

其中： ESV_k 为第 k 种土地利用类型的生态服务价值（yuan）； A_k 为研究区第 k 种土地利用类型的面积（ hm^2 ）； VC_{fk} 为第 k 种土地利用类型的第 f 种生态功能的价值系数（yuan/ hm^2 ）； ESV_f 为第 f 种生态功能的单项服务价值（yuan）； ESV 为研究区生态系统服务总价值（yuan）。

表 1 中国陆地生态系统单位面积生态服务价值当量表

功能类型	森林	草地	农田	湿地	水体	荒漠
气体调节	3.50	0.80	0.50	1.80	0.00	0.00
气候调节	2.70	0.90	0.89	17.10	0.46	0.00
水源涵养	3.20	0.80	0.60	15.50	20.38	0.03
土壤形成与保护	3.90	1.95	1.46	1.71	0.01	0.02

废物处理	1.31	1.31	1.64	18.18	18.18	0.01
生物多样性保护	3.26	1.09	0.71	2.50	2.49	0.34
食物生产	0.10	0.30	1.00	0.30	0.10	0.01
原材料	2.60	0.05	0.10	0.07	0.01	0.00
娱乐文化	1.28	0.04	0.01	5.55	4.34	0.01
合计	21.85	7.24	6.91	62.71	45.97	0.42

说明：当量：指生态系统产生的生态服务功能相对贡献的大小，定义 1 hm² 全国平均产量的农田每年自然粮食产量的经济价值，确定 1 单位的当量价值为当年全国平均粮食单产市场价值的 1/7；当量与全国平均粮食单产市场价值的 1/7 相乘即可得到统计意义上的某类生态系统某种生态功能的单位价值量。

（2）单位当量价值的计算。

根据表 1，单位当量的价值=全国粮食单产*全国粮食市场价格/7。为了更准确地反映土地利用总体规划期间（2006—2020 年）生态系统服务价值损益，需要取研究期内全国平均粮食单产和全国粮食平均市场价格。因此，首先应分别预测 2017—2020 年历年的全国粮食单产与粮食市场价格，再分别计算出 2006—2020 年历年全国粮食单产与粮食市场价格的算术平均值。假设研究期间影响粮食生产和粮食交易的外部条件不发生根本性改变，本文选用均值 GM（1，1）模型（EGM）对全国粮食单产和粮食市场价格进行短期预测，原因在于：一方面，灰色预测模型能较好地通过对部分已知信息的生成、开发，提取有价值的信息，实现对系统运行行为、演化规律的正确描述，并进而实现对其未来变化的定量预测；另一方面，相比原始差分 GM（1，1）模型（ODGM）、均值差分 GM（1，1）模型（EDGM）和离散 GM（1，1）模型（DGM），均值 GM（1，1）模型在模拟非指数增长序列时误差最小，最适合非指数增长序列建模。^{[7] (p141)}运用软件 GTMS 3.0 对均值 GM（1，1）模型进行参数计算并就建模数据进行光滑性检查，计算出发展系数 $-a < 0.03$ ，预测精度在 98% 以上，说明预测结果（表 2）是可信的。

表 2 2006—2020 年生态系统单位当量价值表

年份	全国粮食单产 (kg/hm ²)	粮食市场价格 (yuan/kg)	单位当量价值 (yuan/hm ²)
2006	4745.16	1.59	1080.30
2007	4748.32	1.70	1150.20
2008	4948.83	1.81	1282.69
2009	4870.53	1.92	1334.35
2010	4973.58	2.14	1522.00
2011	5165.89	2.41	1775.30

2012	5301.74	2.50	1891.22
2013	5376.75	2.62	2011.96
2014	5385.03	2.67	2053.75
2015	5542.79	2.98	2356.79
2016	5648.42	3.19	2570.12
2017	5756.05	3.41	2802.75
2018	5865.73	3.65	3056.44
2019	5977.51	3.90	3333.09
2020	6091.41	4.18	3634.78
均值	5359.85	2.71	2075.17

说明：2006-2015 年全国粮食单产数据来源于《中国统计年鉴-2016 年》、《国家统计局关于 2014 年粮食产量数据的公告》；粮食市场价格以谷物市场价格代替，其统计数据由《农业经济统计-2005 年》、《中国统计年鉴-2016 年》整理计算所得。

（3）单位面积生态服务价值的确定。

根据表 1，陆地生态系统单位面积生态服务价值=单位当量价值*当量。关于当量的确定，不同的土地利用类型对应于不同的生态系统类型，基于现有研究成果的初步分析，本文中的耕地对应农田生态系统，园地对应森林生态系统与草地生态系统，林地对应森林生态系统，草地对应草地生态系统，其他农用地对应农田生态系统和荒漠生态系统，水域对应水体生态系统，滩涂沼泽对应湿地生态系统，自然保留地对应荒漠生态系统；^{[8] (p76) [9] (p145)}根据表 1，耕地的当量取农田生态系统的当量，园地的当量由森林生态系统当量的 80% 与草地生态系统当量的 20%加权计算，林地的当量取森林生态系统的当量，草地的当量取草地生态系统的当量，其他农用地的当量由农田生态系统当量的 80% 与荒漠生态系统当量的 20%加权计算，建设用地的当量根据周飞等的研究推算得出，水域的当量取水体生态系统的当量，滩涂沼泽的当量取湿地生态系统的当量，自然保留地的当量取荒漠生态系统的当量。^{[10] (p76)}根据表 1、表 2，计算出研究期内（2006-2020 年）中国不同地类生态系统单位面积的平均生态服务价值（表 3）。

表 3 中国不同地类生态系统单位面积生态服务价值表/（yuan/hm²）

生态系统服务 类型	耕地		园地		林地	
	当量	价值	当量	价值	当量	价值
气体调节	0.50	1037.58	2.96	6142.49	3.50	7263.08
气候调节	0.89	1846.90	2.34	4855.89	2.70	5602.95
水源涵养	0.06	124.51	2.72	5644.45	3.20	6640.53
土壤形成与保护	1.46	3029.74	3.51	7283.84	3.90	8093.15
废物处理	1.64	3403.27	1.31	2718.47	1.31	2718.47

生物多样性保护	0.71	1473.37	2.83	5864.42	3.26	6765.04
食物生产	1.00	2075.17	0.14	290.52	0.10	207.52
原材料	0.10	207.52	2.09	4337.10	2.60	5395.43
娱乐文化	0.01	20.75	1.03	2141.57	1.28	2656.21
合计	6.37	13218.81	18.93	39278.76	21.85	45342.40
生态系统服务 类型	草地		其他农用地		建设用地	
	当量	价值	当量	价值	当量	价值
气体调节	0.80	1660.13	0.10	207.52	0.00	0.00
气候调节	0.90	1867.65	0.18	369.38	0.00	0.00
水源涵养	0.80	1660.13	0.04	74.71	-9.59	-19900.85
土壤形成与保护	1.95	4046.58	0.31	639.15	0.00	0.00
废物处理	1.31	2718.47	0.34	697.26	-3.12	-6474.52
生物多样性保护	1.09	2261.93	0.41	859.12	0.00	0.00
食物生产	0.30	622.55	0.21	431.63	0.00	0.00
原材料	0.05	103.76	0.02	41.50	0.00	0.00
娱乐文化	0.04	83.01	0.01	20.75	0.00	0.00
合计	7.24	15024.21	1.61	3341.02	-12.71	-26375.37
生态系统服务 类型	水域		沼泽滩涂		自然保留地	
	当量	价值	当量	价值	当量	价值
气体调节	0.00	0.00	1.80	3735.30	0.00	0.00
气候调节	0.46	954.58	17.10	35485.36	0.00	0.00
水源涵养	20.38	42291.90	15.50	32165.09	0.03	62.26
土壤形成与保护	0.01	20.75	1.71	3548.54	0.02	41.50
废物处理	18.18	37726.54	18.18	37726.54	0.01	20.75
生物多样性保护	2.49	5167.17	2.50	5187.92	0.34	705.56
食物生产	0.10	207.52	0.30	622.55	0.01	20.75
原材料	0.01	20.75	0.07	145.26	0.00	0.00
娱乐文化	4.34	9006.22	5.55	11517.18	0.01	20.75
合计	45.97	95395.43	62.71	130133.72	0.42	871.57

(4) 生态系统敏感性指数计算方法。

生态系统敏感度是指在人类活动的影响下，区域生态系统发生变化（改善或退化）的潜在可能性及其程度。本文利用敏感度来衡量土地生态服务价值（ESV）随时间变化对生态系统服务功能价值系数（VC）变化的依赖程度，选取经济学中弹性系数概念来计算价值系数的敏感性指数（CS）。CS 的含义是指 VC 变动 1%引起 ESV 的变化情况，若 $CS > 1$ ，表明 ESV 相对于 VC 是富有弹性的；若 $CS < 1$ ，ESV 则被认为是缺乏弹性的。本文将耕地、园地、林地、草地、其他农用地、建设用地、水域、滩涂沼泽和自然保留地的 VC 值分别上下调整 50%，衡量生态系统服务价值总量的变化程度，计算公式如下：

$$CS = \left| \frac{(ESV_j - ESV_i) / ESV_i}{(VC_{jk} - VC_{ik}) / VC_{ik}} \right| \quad (4)$$

其中，CS 为敏感性指数；ESV 为总生态系统服务价值量；VC 为生态系统服务功能价值系数；i，j 分别代表调整前与调整后；k 为某种土地利用类型。

三、结果与分析

1. 时间变化分析。

按照《武汉市土地利用总体规划（2006-2020 年）》土地利用调控指标，根据表 2、3，套用公式 1、2、3，计算出相应年份的生态系统服务价值（表 4）。

表 4 武汉市土地利用总体规划期土地利用和生态系统服务价值变化

土地利用 类型	土地利用结构/hm ²					
	2005 年	2010 年	2020 年	2006—2010 年变化	2011—2020 年变化	2006?2020 年变化
耕地	345119	338300	338000	-6819	-300	-7119
园地	13525	14100	14700	576	600	1176
林地	88042	97800	103100	9758	5300	15058
草地	283	280	280	-3	0	-3
其他农用地	117641	106455	82969	-11186	-23486	-34672
建设用地	139699	156600	185000	16901	28400	45301
水域	112853	112853	112853	0	0	0

滩涂沼泽	24504	18515	11690	-5989	-6825	-12814
自然保留地	13244	10006	6317	-3238	-3689	-6927
土地利用 类型	生态服务价值/(1×10 ⁴ yuan)					
	2005 年	2010 年	2020 年	2006—2010 年变化	2011?2020 年变化	2006?2020 年变化
耕地	456206.	447192	446796	-9014	-397	-9411
园地	53125	55383	57740	2262	2357	4619
林地	399204	443449	467480	44245	24031	68276
草地	425	421	421	-4	0	-4
其他农用地	39304	35567	27720	-3737	-7847	-11584
建设用地	-368461	-413038	-487944	-44577	-74906	-119483
水域	1076566	1076566	1076566	0	0	0
滩涂沼泽	318880	240943	152126	-77937	-88816	-166753
自然保留地	1154	872	551	-282	-322	-604
合计	1976402	1887354	1741455	-89044	-145899	-234943

如表 4 所示, 2006-2010 年、2011-2020 年间武汉市土地生态服务价值 (ESV) 总量呈减少趋势, 分别减少 8.90 亿元和 14.59 亿元, 总共减少 23.49 亿元。其中, 耕地、其他农用地、建设用地和滩涂沼泽的 ESV 变化均呈显著减少趋势, 分别减少 0.94 亿元、1.16 亿元、11.95 亿元和 16.68 亿元; 园地和林地的 ESV 变化呈现增加趋势, 分别增加 0.46 亿元和 6.83 亿元; 草地和自然保留地的 ESV 变化呈现减少趋势, 但由于面积占比小或单位面积生态服务功能价值较小, 减小趋势并不明显; 水域的生态功能价值仅次于滩涂沼泽, 但由于土地利用结构未发生变化, 因此其生态服务价值并未发生变化。2005 年武汉市 ESV 总量为 197.64 亿元, 水域、滩涂沼泽、耕地和林地生态系统服务价值较大。2010 年 ESV 总量下降为 188.76 亿元, 其中滩涂沼泽面积的减少和建设用地面积的大幅度增加是 2006-2010 年间 ESV 下降的主要原因; 林地面积的增加有利于 ESV 总量的提高。2020 年 ESV 总量进一步下降为 174.15 亿元, 同样是由于滩涂沼泽面积的进一步减少和建设用地面积的进一步大幅度增加。

土地利用总体规划期间, 武汉市其他农用地面积减少 34672 公顷, 但由于其承载的生态系统服务功能价值量小, 造成的生态损失也较小, 15 年间仅为 1.16 亿元; 建设用地面积增加 45301 公顷, 由于其对土地生态系统服务功能的负面效应较大, 造成生态损失 11.95 亿元; 滩涂沼泽面积虽只减少了 12814 公顷, 但因其承载的生态功能价值量最大, 造成的生态损失也最大,

达 16.68 亿元。

2. 敏感性分析。

根据公式 4，将耕地、园地、林地、草地、其他农用地、建设用地、水域、滩涂沼泽和自然保留地的生态服务功能价值系数（VC）分别上下调整 50%，计算了武汉市 2005 年、2010 年和 2020 年的生态系统服务价值敏感性指数（表 5）。结果表明，敏感性指数 $CS < 1$ ，说明土地生态系统服务价值（ESV）对 VC 的变化是缺乏弹性的，研究结果是可信的。2006–2010 年、2011–2020 年间各类用地生态系统敏感性指数呈增长趋势，这就表明各类用地的生态系统服务功能价值系数变化会对武汉市 ESV 总量产生放大作用，其中草地、自然保留地、园地、滩涂沼泽的敏感度系数介于 0–0.03 之间，说明这四类土地对武汉市 ESV 总量产生的放大作用并不明显，原因在于草地、自然保留地、园地、滩涂沼泽的面积较小；相反，建设用地、其他农用地的生态服务功能价值比滩涂沼泽要低得多，但由于面积占比大，其敏感度系数也较高，分别达 0.12 和 0.10 以上；耕地的敏感度系数最高，达 0.31 以上，表示其功能价值系数每增加 1%，武汉市生态系统服务总价值增加 0.31% 以上。

表 5 武汉市生态系统服务价值的敏感性

土地利用类型	2005 年	2010 年	2020 年
耕地	0.3192	0.3342	0.3623
园地	0.0125	0.0131	0.0142
林地	0.0814	0.0853	0.0924
草地	0.0003	0.0003	0.0003
其他农用地	0.1088	0.1139	0.1235
建设用地	0.1292	0.1353	0.1466
水域	0.1044	0.1093	0.1185
滩涂沼泽	0.0227	0.0237	0.0257
自然保留地	0.0123	0.0128	0.0139

四、结论与讨论

1. 结论。

土地利用/覆被变化是人类改造自然的主要方式，土地利用在给人类带来经济效益的同时，也因为改变了土地生态系统进而影响到其为人类提供的生态服务功能和价值。[11] (p274) 从对土地生态系统服务价值（ESV）的量化描述之中可以得知土地利用的生态结果，这对于合理把握土地利用的生态效益，合理编制土地利用规划具有重要的意义。本文通过对武汉市土地利用总体规划（2006–2020 年）的土地利用变化和生态服务价值演变进行研究，可以得出以下结论：

（1）根据《武汉市土地利用总体规划（2006–2020 年）》，武汉市 2006–2010 年、2011–2020 年间的土地利用变化方向始

终秉承“三增五减”的固定模式，具体表现为园地、林地和建设用地增加；耕地、草地、其他农用地、滩涂沼泽和自然保留地减少。按照《总规》，武汉市的土地利用总体朝单一化发展，多样性和生态均衡性有所下降，并不利于武汉市的生态环境建设。

(2) 规划期内，武汉市 ESV 总量从 2005 年的 197.64 亿元下降到 2020 年的 174.15 亿元，主要是建设用地面积的大幅度增加，滩涂沼泽面积的减少带来的，导致 ESV 总量分别减少 11.95 亿元和 16.68 亿元。2006-2020 年间，建设用地面积增加 45301 公顷，变化率为 3.97%；滩涂沼泽面积减少 12814 公顷，变化率为 52.29%。滩涂沼泽面积的变化不足于建设用地面积变化的 30%，其带来的生态损失却为建设用地的 1.4 倍，主要原因就在于滩涂沼泽上承载的生态系统服务功能价值最大，而其在 15 年间面积减少一半以上，说明武汉市在土地利用安排过程中，并未意识到滩涂沼泽带来的可观的生态效益。

(3) 通过敏感性分析，得出 ESV 对于生态系统服务功能价值系数 (VC) 的敏感性指数均小于 1，说明本文基于表 1 及公式 1、2、3 的生态系统服务价值核算结果在研究区域内具有较高的可信度，其中耕地的敏感性指数值最高，说明耕地的变化对生态系统服务价值的影响最大。2006-2010 年间，武汉市耕地面积减少 6819 公顷，变化率为 2%；2011-2020 年间耕地面积减少仅 300 公顷。根据研究结果，严格耕地和基本农田保护无疑对土地生态系统服务功能及其价值的保持是必要的；其他农用地、自然保留地的单位生态系统服务价值量均小于耕地、园地、林地与草地的价值量，因此，利用好其他农用地与自然保留地，不仅能够保证粮食生产，一定程度上缓解建设用地日益紧张的状况，也更有利于武汉市的生态环境保护。

2. 讨论。

本文借鉴谢高地等建立的中国陆地生态系统单位面积生态系统服务价值当量表，计算出不同土地利用类型的单位面积生态系统服务价值，结合《武汉市土地利用总体规划（2006-2020 年）》的土地利用安排，求得武汉市 2005 年、2010 年和 2020 年的土地生态系统服务价值总量及总量变化，测算结果有一定的参考价值，但并不是武汉市土地生态系统服务价值的真实值；由于资料有限，本文并未就规划期内土地利用的空间变化进行土地生态系统服务价值的空间变化分析，这也是后续值得研究的问题。

参考文献：

- [1]Costanza R., D'Arge R., de Groot R. The value of the world's ecosystem services and natural capital[J]. Nature, 1997, (387).
- [2]Priess J. A., Mimler M., Klein A. M. Estimation scenarios to pollination services and economic returns in coffee agroforestry systems [J]. Ecological Applications, 2007, (17).
- [3]Ricketts T. H., Regetz J. and-landscape effects on crop pollination services Are there general patterns?[J]. Ecology Letters, 2008, (11).
- [4]黄青, 孙洪波, 王让会, 等. 干旱区典型山地—绿洲—荒漠系统中绿洲土地利用/覆盖变化对生态系统服务价值的影响[J]. 中国沙漠, 2007, (01).
- [5]蒋小荣, 李丁, 李智勇. 基于土地利用的石羊河流域生态服务价值[J]. 中国人口·资源与环境, 2010, (06).
- [6]谢高地, 鲁春霞, 等. 青藏高原生态资产的价值评估[J]. 自然资源学报, 2003, (02).
- [7]刘思峰, 杨英杰, 吴利丰. 灰色系统理论及其应用 (第七版) [M]. 北京: 科学出版社, 2014.

-
- [8]葛堃. 基于土地生态服务价值的南昌市土地利用优化配置研究[D]. 南昌: 江西师范大学, 2011.
- [9]郭玲霞, 赵微, 等. 基于土地整治模式的区域生态服务价值变化研究——以湖北省为例[J]. 地域研究与开发, 2012, (06) .
- [10]周飞, 陈士银, 吴明发. 土地利用结构变化及其生态服务功能响应——以广东省湛江市为例[J]. 安全与环境学报, 2007, (05) .
- [11]钟媛, 赵敏娟. 城市土地利用变化对生态系统服务的影响——以西安市为例[J]. 水土保持研究, 2015, (01)