

汤洁,李红薇,李昭阳,等. 太平池湿地区域生态系统服务价值对土地利用变化的响应[J]. 江苏农业科学,2017,45(7):224-230.
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2017.07.060

太平池湿地区域生态系统服务价值 对土地利用变化的响应

汤洁,李红薇,李昭阳,王静静,张溶

(吉林大学环境与资源学院,吉林长春 130012)

摘要:为探究土地利用变化与生态环境间的关系,以吉林省长春市农安县太平池湿地区域为研究对象,利用 1989、2000 和 2014 年遥感影像对土地利用变化特征及土地利用变化特征与生态环境演变的响应关系进行分析,在此基础上对研究区生态系统服务价值进行计算。通过分析生态系统服务价值流向,不同土地利用类型生态系统服务价值和单项生态系统服务价值对总生态系统服务价值的影响,对研究区土地利用变化与生态系统服务价值间的关系进行研究。结果表明:1989—2014 年间农安县太平池湿地土地利用变化十分剧烈,耕地、居民用地、盐碱地和湿地面积增加,水域、草地和林地面积减少,其中耕地、草地面积变化较大,分别为 68.42、-92.20 km²。土地利用变化受自然因素和人为因素的双重影响,而人口是影响土地利用变化的主要驱动因素。研究区生态系统服务价值主要由水域、耕地提供,占总生态系统服务价值的比例分别为 >60%、>20%。研究区单项生态系统服务价值大部分处于递减状态,水源涵养功能价值减少最多,为 24 357.31 万元。由于土地利用类型转化处于不平衡状态,研究区生态系统服务价值在 1989—2014 年间整体价值流向为负。

关键词:遥感技术;土地利用变化;生态环境演变;生态系统服务价值;太平池湿地区域

中图分类号: X171 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2017)07-0224-07

生态系统服务是指生态系统形成及所维持的人类赖以生存的环境条件与效用^[1-3]。对生态系统服务价值(ecosystem service value,简称 ESV)进行评估,现已成为合理高效配置环境资源的基础^[4-5]。土地利用/覆盖变化(land use and land cover change,简称 LUCC)是将人与自然密切联系的重要环节^[6-8],可直接引起生态系统空间格局的巨大变化,进而改变生态系统的结构及功能,导致其为人类提供的生态服务价值

也发生变化。因此,评估 LUCC 对生态系统服务价值的影响对于区域生态建设等具有重要指导意义^[9-10],通过 LUCC 定量评估生态系统服务价值已成为研究热点^[11]。Mendoza-González 等利用地理信息系统(GIS)技术,分析了墨西哥湾中心区域土地利用变化情况,进而研究该区生态系统服务价值变化情况^[12];Estoque 等利用 GEOMOD 模型对菲律宾碧瑶市 1988—2009 年的土地利用变化进行分析,从而进一步研究该市的生态系统服务价值变化^[13];姚成胜等应用现有的生态系统服务价值系数,分析了 1995—2005 年福建省土地利用变化导致的生态系统服务价值的变化,并分析了生态系统服务价值变化和影响土地利用变化的总人口、GDP 和城市化水平 3 个社会经济驱动因子之间的相关性和敏感性^[14];王燕等利用

收稿日期:2016-10-26

基金项目:国家自然科学基金(编号:51179073)。

作者简介:汤洁(1957—),女,吉林长春人,博士,教授,主要从事生态环境系统理论与技术研究。E-mail: tangjie0724@163.com。

[9]吕贤军,李锐,李志学. 城市群地区城乡生态空间保护与利用研究——以长株潭生态绿心地区为例[J]. 城市发展研究,2013,20(12):82-87.

[10]高瑞莲,吴健平. 3S 技术在生物多样性研究中的应用[J]. 遥感技术与应用,2000,15(3):205-209.

[11]梁秋英,刘慧. 3S 技术与生物多样性研究[J]. 生物学杂志,2007,24(2):63-65.

[12]张黎娜,李晓文,宋晓龙,等. 黄淮海湿地生态系统服务与生物多样性保护格局的耦合性[J]. 生态学报,2014,34(14):3987-3995.

[13]Xie H L, Yao G R, Liu G Y. Spatial evaluation of the ecological importance based on GIS for environmental management: a case study in Xingguo county of China[J]. Ecological Indicators, 2015, 51: 3-12.

[14]赵国松,刘纪远,匡文慧,等. 1990—2010 年中国土地利用变化对生物多样性保护重点区域的扰动[J]. 地理学报,2014,69

(11):1640-1650.

[15]谢花林,李秀彬. 基于 GIS 的农村住区生态重要性空间评价及其分区分管制——以兴县长岗乡为例[J]. 生态学报,2011,31(1):230-238.

[16]谢高地,鲁春霞,冷允法,等. 青藏高原生态资产的价值评估[J]. 重庆第二师范学院学报,2003,18(2):189-196.

[17]余新晓,牛健植,关文彬,等. 景观生态学[M]. 北京:高等教育出版社,2006:85-89.

[18]邬建国. 景观生态学:格局、过程、尺度、等级[M]. 北京:高等教育出版社,2007:36-40.

[19]Xie Y C, Gong J, Sun P, et al. Oasis dynamics change and its influence on landscape pattern on Jinta oasis in arid China from 1963a to 2010a; integration of multi-source satellite images[J]. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, 2014, 33(33):181-191.

遥感(RS)和GIS技术,从区域尺度对新疆6个国家级自然保护区2000—2010年生态系统服务价值变化情况进行研究^[15]。但这些研究多数单纯地对ESV进行估算或对LUCC对ESV动态变化的影响进行分析,较少考虑到典型气候变化叠加人类活动对生态系统产生的重要影响。因此,结合生态环境演变因子评估土地利用变化对生态系统服务价值的影响具有重要意义。

吉林省长春市农安县太平池湿地区域属于半干旱半湿润地区,由于多年降水量偏小,地表径流小,缺水情况严重,且随着近几十年来经济社会迅速发展和人口持续增长,大面积湖泊、草地、林地和天然湿地面积急剧减少,湿地水补给亦有限,土地盐碱化程度加剧,严重破坏了区域生态服务功能。为有效保护太平池湿地区域生态系统完整性,须对太平池湿地区域的原湿地进行保护和恢复,而湿地建设将引起土地利用变化,从而影响生态环境,因此亟须开展生态系统服务价值变化研究。本研究利用遥感解译图得出研究区1989、2000、2014年土地利用变化情况,并结合相关资料及数据,估算生态系统服务价值,并对LUCC所导致的生态系统服务价值变化作了探讨,为该区今后土地资源的治理规划及合理开发利用提供科学依据,对其今后的生态环境整治与恢复、土地可持续利用及社会经济的发展也将具有重要意义。

1 研究区概况

太平池湿地位于吉林省长春市西北部农安县境内,地理位置介于124°52′24″~124°58′45″E、43°59′10″~44°04′47″N之间。全区属温带大陆性气候,四季分明,年均日照时间2550h,平均气温4.9℃。全年平均降水量为533mm,年际变化大,年内分配不均,降水主要集中于7—9月,占全年降水量的70%,多年平均蒸发量为1719.3mm,为降水量的3.0~3.5倍。研究区内有我国重要的国家级湿地公园,境内有吉林省八大水库之一的太平池水库,过境江河水资源和地下水资源既丰富又便于利用,具备发展水产业、灌溉水田的有利条件,是发展绿色水稻、水产品养殖的适宜区域。本区主要的生态类型为耕地、湿地,且存在一定面积的沙化、碱化及退化草地。

2 数据源及研究方法

2.1 数据来源及地类划分

研究区LUCC研究所用的数据分为遥感数据、非遥感数据2个部分。遥感数据包括1989、2000、2014年的Landsat-TM/ETM遥感影像,共计3期,图像分辨率为30m×30m,数据来源为国家科学数据服务平台和美国地质调查局(USGS)。下载后的遥感影像数据在ERDAS IMAGINE 4.5软件中进行重投影(投影类型:Transvers Mercator,中央经线:123°),以1:25万基础地理数据为参照地图,采用三次多项式及最近邻域插值法对3期影像进行几何校正,对校正后的影像数据进行非监督分类处理,将经过上述流程处理的影像导入ArcGIS10软件中,利用人机交互解译的方法,最终生成研究区1989、2000、2014年的土地利用类型图。土地利用类型的划分依据国家通用的土地利用分类系统和实际土地利用特点,分为耕地(包括水田和旱田)、林地、草地、水域、湿地、居民用

地、盐碱地及其他(包括除盐碱地外的其他未利用地),共8个土地类型。辅助数据包括20世纪80年代的1:47000彩色航片,2009年吉林省1:165万土地利用现状图、行政区划图及研究区自然、社会、经济概况的各种文字资料、数字统计资料、监测数据和野外实地考察资料等。

2.2 研究方法

2.2.1 单一土地利用动态度 单一土地利用动态度表示研究区几年内某种土地利用类型的变化幅度,在预测未来土地利用变化趋势时具有重要意义^[16-17],其表达式:

$$K = \frac{U_b - U_a}{U_a} \times \frac{1}{T} \times 100\% \quad (1)$$

式中: K 为单一土地利用动态度,%; U_a 为研究初期某土地利用类型面积, km^2 ; U_b 为研究末期某土地利用类型面积, km^2 ; T 为时间,年。

2.2.2 LUCC趋势状态分析模型 趋势状态计算公式:

$$P_i = \frac{\sum_{i=1}^n |\Delta U_{\text{out}-i} - \Delta U_{\text{in}-i}|}{\sum_{i=1}^n |\Delta U_{\text{out}-i} + \Delta U_{\text{in}-i}|} (0 \leq P_i \leq 1) \quad [18] \quad (2)$$

式中: P_i 为区域内LUCC的状态指数和整体趋势; $\Delta U_{\text{in}-i}$ 为转化为第*i*类土地利用类型的面积, km^2 ; $\Delta U_{\text{out}-i}$ 为第*i*类土地利用类型的转出面积, km^2 。

2.2.3 生态系统服务价值估算 生态系统服务价值计算公式:

$$ESV_f = \sum (A_k \times VC_{fk}) \quad (3)$$

$$ESV = \sum (A_k \times VC_k) \quad (4)$$

式中: ESV 为生态系统服务总价值,元; A_k 为研究区内土地利用类型*k*的分布面积, hm^2 ; VC_k 为该类型土地单位面积的生态价值系数,元/($\text{hm}^2 \cdot \text{年}$); ESV_f 为生态系统单项服务总价值,元; VC_{fk} 为单项服务功能价值系数,元/($\text{hm}^2 \cdot \text{年}$)。

本研究参考谢高地等提出的中国陆地生态系统单位面积生态服务价值表^[19],依据生态价值的区域修正系数^[20](吉林省为0.96),并结合当地实际情况,修正了农安县太平池湿地区域不同土地利用类型的生态服务价值系数(表1)。其中,耕地和林地分别参考农田和森林生态系统单位面积的ESV,盐碱地及其他均参考荒漠生态系统单位面积ESV,居民用地的ESV为0,不列入表内。

2.2.4 敏感性指数分析模型 敏感性指数(CS)分析模型是在已确定的服务价值系数上下调整50%基础上计算ESV对生态价值单价变化的响应^[21],并以此来度量ESV对生态价值系数的依赖程度,计算公式:

$$CS = \left| \frac{(ESV_j - ESV_i) / ESV_i}{(VC_{jk} - VC_{ik}) / VC_{ik}} \right| \quad (5)$$

式中: CS 为敏感性指数; ESV 为生态系统服务总价值; VC 为生态价值系数; i 和*j*为分别代表初始价值和生态价值系数调整后的价值; k 为某种土地利用类型。若 $CS > 1$,表明ESV对于VC来说富有弹性,ESV对VC敏感;若 $CS < 1$,表明ESV相对VC缺乏弹性,ESV对VC不敏感。敏感性指数越大,生态价值系数的准确性对研究区域总的生态服务价值变化越具有关键性作用。

2.2.5 流向性分析模型 相关公式:

$$PL_{ij} = (VC_j - VC_i) \times A_{ij} \quad (6)$$

表 1 不同土地利用类型生态系统服务价值系数 元/(hm²·年)

功能	耕地	林地	草地	湿地	水域	盐碱地	其他
气体调节	424.70	2 973.12	679.58	1 528.99	0.00	0.00	0.00
气候调节	756.00	2 293.54	764.54	14 525.66	390.72	0.00	0.00
水源涵养	509.66	2 718.24	679.58	13 166.59	173 118.91	25.44	25.44
土壤形成与保护	1 240.22	3 312.86	1 656.48	1 452.58	8.45	16.99	16.99
废物处理	1 393.15	1 112.83	1 112.83	15 443.14	15 443.14	8.45	8.45
生物多样性保护	603.07	2 769.22	925.92	2 123.71	2 115.17	288.77	288.77
食物生产	849.50	84.96	254.88	254.88	84.96	8.45	8.45
原材料	84.96	2 208.58	42.43	59.42	8.45	0.00	0.00
娱乐文化	8.50	1 087.30	33.98	4 714.46	3 686.59	8.45	8.45
总价值	5 869.76	18 560.65	6 150.22	53 269.43	194 856.39	356.54	356.54

式中： PL_{ij} 为初始年份第 i 类土地利用类型转化为终了年份第 j 类土地利用类型后的生态服务价值损益，万元； VC_i 、 VC_j 分别为第 i 类、第 j 类土地利用类型的生态服务价值系数； A_{ij} 为第 i 类土地利用类型转化为第 j 类土地利用类型的面积，km²。

3 结果与分析

3.1 土地利用动态变化分析

3.1.1 土地利用时间变化分析 从表 2 可以看出，耕地是研究区最主要的土地利用方式，占全区总面积的 60% 以上，

1989—2014 年间面积共增加 68.42 km²，动态度为 0.46%；1989—2014 年间草地面积减少了 92.20 km²，动态度为 -1.72%，林地面积减少了 5.48 km²，动态度为 -2.92%。由于草地的大规模退化，盐碱地面积在该期间内增长了 4.71 km²，动态度为 11.08%。研究区水域面积波动较大，整体呈萎缩趋势，面积减少量达 14.28 km²，动态度为 -0.99%。湿地面积在研究期内增加了 6.00 km²，动态度达到 2.70%。随着城乡经济建设的发展和人口数量的增长，城镇规模不断外延，研究时段内，居民用地面积增加了 34.05 km²，动态度为 2.45%。

表 2 1989—2014 年研究区不同土地利用类型的动态变化

用地类型	1989 年		2000 年		2014 年		1989—2014 年
	面积(km ²)	比重(%)	面积(km ²)	比重(%)	面积(km ²)	比重(%)	动态度(%)
草地	214.83	22.67	184.60	19.48	122.63	12.94	-1.72
水域	57.48	6.07	46.58	4.92	43.20	4.56	-0.99
居民用地	55.55	5.86	73.47	7.75	89.60	9.46	2.45
耕地	598.70	63.19	625.87	66.05	667.12	70.40	0.46
林地	7.51	0.79	1.77	0.19	2.03	0.21	-2.92
盐碱地	1.70	0.18	2.53	0.27	6.41	0.68	11.08
湿地	8.90	0.94	11.21	1.18	14.90	1.57	2.70
其他	2.86	0.30	1.52	0.16	1.66	0.17	-1.68

根据所得土地利用转移矩阵(表 3)可知，研究区草地退化幅度最大，主要转移为耕地，面积为 77.66 km²。水域面积减少，主要转移成为草地、湿地，面积分别为 10.46、6.19 km²。研究区内由草地退化而成的盐碱地面积有

3.54 km²，是盐碱地产生的主要来源。随着研究区人口日益增多，居民用地面积逐年增加，主要由草地、耕地转化而来，分别为 23.09、9.34 km²。

表 3 研究区 1989—2014 年土地利用变化转移矩阵 km²

地类序号	地类	草地	水域	居民用地	耕地	林地	盐碱地	湿地	其他	面积减少
1	草地	—	8.19	23.09	77.66	0.00	3.54	0.47	0.16	113.11
2	水域	10.46	—	1.82	5.10	0.00	0.90	6.19	0.00	24.47
3	居民用地	0.35	0.11	—	0.24	0.00	0.09	0.00	0.05	0.84
4	耕地	9.01	0.96	9.45	—	0.91	0.30	0.00	0.18	20.81
5	林地	0.74	0.63	0.39	4.63	—	0.00	0.00	0.00	6.39
6	盐碱地	0.00	0.00	0.00	0.12	0.00	—	0.00	0.00	0.12
7	湿地	0.35	0.30	0.00	0.03	0.00	0.00	—	0.00	0.68
8	其他	0.00	0.00	0.13	4.63	0.00	0.00	0.00	—	1.60
面积增加	合计	20.91	10.19	34.88	89.25	0.91	4.83	6.66	0.39	189.92

根据公式(2)，对研究区各土地利用类型转移趋势状态分析计算可知，1989—2014 年研究区的区域内 LUCC 的状态指数和整体趋势(P_t)值为 0.67(当 $0 \leq P_t \leq 0.25$ 时，定义 LUCC 处于平衡状态；当 $0.25 < P_t \leq 0.50$ 时，定义 LUCC 处于

准平衡状态；当 $0.50 < P_t \leq 0.75$ 时，定义 LUCC 处于不平衡状态；当 $0.75 < P_t \leq 1$ 时，定义 LUCC 处于极端平衡状态^[22])，表明研究区 25 年来，各土地利用类型的转换趋势属于不平衡状态。

3.1.2 土地利用空间变化分析 分析研究区 1989—2014 年间土地利用空间分布(图 1)可知,全区耕地(主要为旱田)面积大幅度增长;中部地区草地面积锐减,区内土地盐碱化情况较为严重;东北部地区水域面积呈明显减少趋势;全区居民用地整体呈增加趋势,其增加的主要来源为耕地中的旱田。分析上述变化的原因为以下几点:(1)吉林省政府于 1995 年颁布了《吉林省基本农田保护条例》,该条例对全省基本农田保

护区进行了重新调整和规划,开发复垦了大量耕地,使研究区的耕地面积大幅度增加;(2)由于研究区降水量少,日照时间长,蒸降比高,再加上中部地区过度放牧,使草场负荷过重,导致草地面积呈逐年减少趋势,且减少幅度较大;(3)由于近年来土地资源集约利用程度提高,大面积的河漫滩和局部水域被开发利用,使研究区内的水域面积呈萎缩趋势;(4)研究时段内区内人口增长迅速,使居民用地面积大幅度增加。

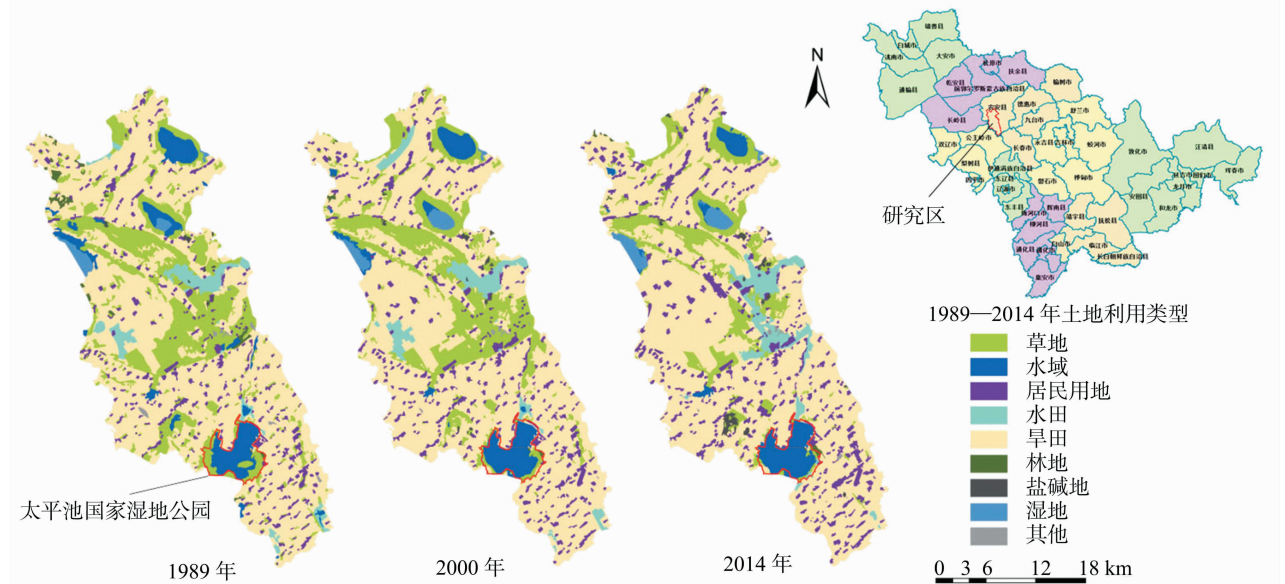


图1 研究区土地利用空间分布

3.2 生态环境演变与 LUCC 的响应关系

为分析生态环境的演变与土地利用格局变化的响应机制,本研究选择自然因素和人文因素作为生态环境演变的主导因子(表 4),以 1989—2014 年土地利用面积变化特征值作为变量组在 SPSS 软件中对二者进行典型相关分析。在典型相关分析过程中,以研究区各主要土地利用类型面积变化为标准变量组 Y(其中将耕地分为旱田和水田),上述 18 个驱动因子在 2000—2014 年的变化值为自变量 X(表 5),得到土地利用变化的典型负荷,选取旱田、盐碱地、湿地和居民用地作为 4 种主导的典型负荷变量来解释研究时段内

生态环境因子与土地利用格局变化的关系(图 2)。由图 2-a 可知,旱田(Y_3)增量与降水(X_1)和农业人口数(X_6)呈现正相关,其典型载荷分别为 0.97、1.00,说明在降水充足的前提下,农业人口越多,开垦的耕地也越多。由图 2-b 可知,与盐碱地增量(Y_7)相对应的驱动因子主要为温度(X_2)、人口(X_5)、播种面积(X_8),其典型载荷分别为 0.80、0.98、-0.80,即盐碱地增量与温度和人口呈正相关,与播种面积呈负相关。这表明盐碱地面积的增加一方面是自然因素作用的结果,另一方面与人类活动的不断增强有密切关系^[23]。

表 4 生态环境演变主导因子

年份	气候条件				人口		技术水平		
	降水量 (mm)	温度 (℃)	日照时数 (h)	风速 (m/s)	人口 (万人)	农业人口 (万人)	农业机械总 动力(万 kW)	农村用电量 (10 ⁶ kW·h)	化肥施用量 (t)
1989	507.7	6.7	7.57	4.18	104.7	91.8	22.35	40.67	168 160
2000	367.45	5.7	7.41	3.81	110.66	90.01	22.72	60.2	207 524
2014	162.78	5.27	6.67	2.58	110.43	87.37	155.97	232.66	260 960
年份	农业生产				经济发展				
	粮食播种 面积(km ²)	农业产值 (万元)	林业产值 (万元)	牧业产值 (万元)	渔业产值 (万元)	人均收入 (元)	第一产业产 值(亿元)	第二产业产 值(亿元)	第三产业产 值(亿元)
1989	2 893	44 451	551	26 203	919	819	3.67	2.95	1.99
2000	3 020.6	100 979	1 364	165 970	1 363	2 387.52	32.06	19.95	22.00
2014	3 958.94	825 713	12 347	672 090	1 140	6 566	94.10	98.80	143.10

注:本研究中的年均降水量、年均气温、日照时数和风速来源于“中国气象科学数据共享服务网”;人口、农业人口、农、林、牧、渔业总产值、第一、第二、第三产业总产值、农业机械总动力的变化等数据来源于 1989、2000、2014 年《吉林省统计年鉴》《长春市统计年鉴》。

表 5 本研究选取的统计变量

变量组	变量名称
Y	草地面积(Y_1)、水域面积(Y_2)、居民用地面积(Y_3)、水田面积(Y_4)、旱田面积(Y_5)、林地面积(Y_6)、盐碱地面积(Y_7)、湿地面积(Y_8)、其他面积(Y_9)
X	降水量(X_1)、温度(X_2)、日照时数(X_3)、风速(X_4)、人口(X_5)、农业人口(X_6)、农业产值(X_7)、林业产值(X_8)、牧业产值(X_9)、渔业产值(X_{10})、人均收入(X_{11})、第一产业产值(X_{12})、第二产业产值(X_{13})、第三产业产值(X_{14})、农业机械总动力(X_{15})、农村用电量(X_{16})、化肥施用量(X_{17})、粮食播种面积(X_{18})

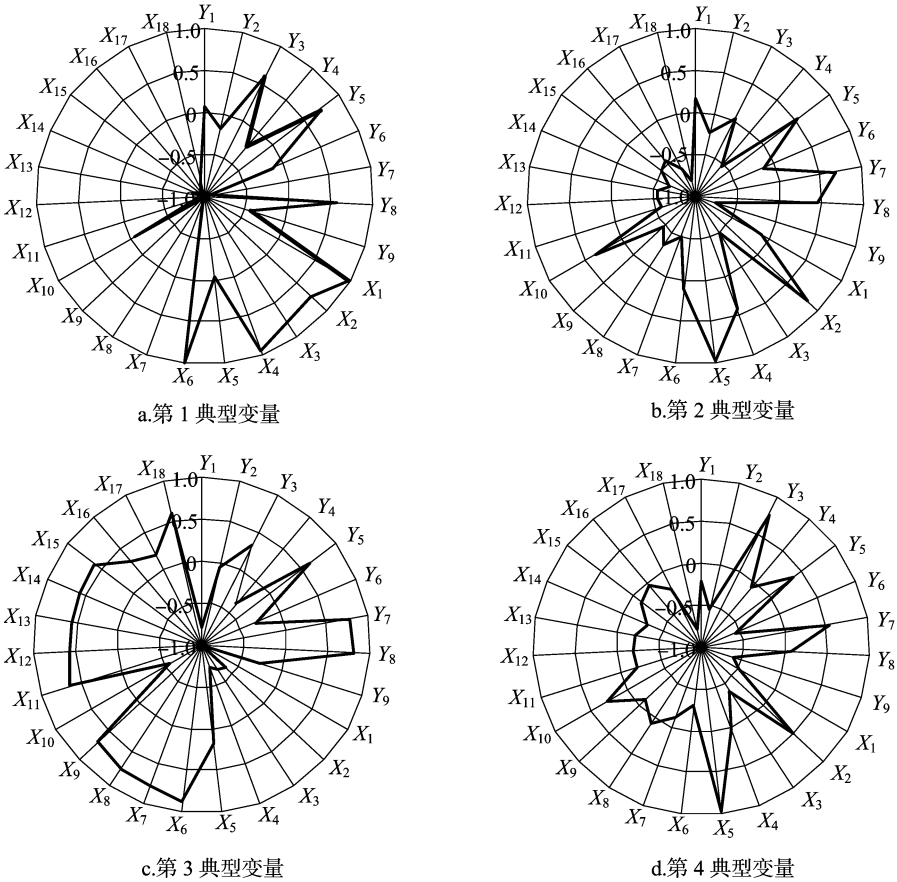


图2 典型变量载荷

由图 2 - c 可知,湿地增量(Y_8)的驱动因子主要为降水量(X_1)和农业人口(X_6),其典型载荷分别为 -0.99 和 0.89 ,即湿地增量与农业人口呈正相关^[24],与降水量呈负相关。

由图 2 - d 可知,居民用地增量(Y_8)与人口(X_5)呈正相关,与粮食种植面积呈负相关(X_{18}),其典型载荷分别为 0.98 和 -0.78 。这 2 种因素都属于人类活动范畴,可见居民用地

增量的原因主要是人类活动,是人口增加和粮食种植面积减少共同作用的结果^[25-26],这一点与前 3 个地类增量的驱动因素有所区别。

3.3 生态系统服务功能价值分析

3.3.1 生态系统服务价值估算 研究区 1989、2000、2014 年的 *ESV* 计算结果见表 6。

表 6 1989—2014 年研究区生态系统服务价值估算结果

土地类型	1989 年		2000 年		2014 年		1989—2014 年	
	<i>ESV</i> (万元)	所占比例(%)	<i>ESV</i> (万元)	所占比例(%)	<i>ESV</i> (万元)	所占比例(%)	Δ <i>ESV</i> (万元)	变化率(%)
耕地	35 142.25	21.11	36 737.07	25.31	39 158.34	28.13	4 016.69	11.43
林地	1 393.90	0.84	328.52	0.23	376.78	0.27	-1 017.13	-72.97
草地	13 212.52	7.94	11 353.31	7.82	7 542.01	5.42	-5 670.50	-42.92
湿地	4 740.98	2.85	5 971.50	4.11	7 937.15	5.70	3 196.17	67.42
水域	112 003.45	67.27	90 764.11	62.52	84 177.96	60.46	-27 825.49	-24.84
盐碱地	6.06	0.36×10^{-4}	9.02	0.62×10^{-4}	22.85	1.64×10^{-4}	16.79	277.06
其他	10.20	0.61×10^{-4}	5.42	0.37×10^{-4}	5.92	0.43×10^{-4}	-4.28	-41.96
总计	166 509.37	100	145 168.95	100	139 221.02	100	-27 287.75	-16.39

由表 6 可知,研究区生态系统服务价值主要由耕地、草地和水域提供,水域提供的价值最大,不同时期的贡献率均在 60% 以上,耕地、草地的贡献率分别在 20%、5% 以上。研究区 *ESV* 总体呈减少趋势,由 1989 年的 166 509.37 万元减少到 2014 年的 139 221.02 万元,减少幅度达 16.39%。林地的破坏、草地的退化以及水域面积的减少是该区生态系统服务价值降低的主要原因。虽然耕地及湿地面积的增加,在一定程度上作了补偿,但由于其价值的增加并不能补偿水域、草地及林地等造成的减少,该区域生态系统服务价值整体表现为下降趋势。

3.3.2 生态系统功能敏感性分析 本研究利用公式(4),计算出研究区 1989、2014 年各种土地利用类型的敏感性指数(图 3)。结果表明,各种情况下,价值系数的敏感性指数 *CS* 都小于 1,最低值为 3.64×10^{-5} ,即当盐碱地生态价值系数增加 1% 时,总价值只增加 $3.64 \times 10^{-5}\%$;最高值为 0.60~0.67,即当水域的生态价值系数增加 1%,总价值增加 0.60%~0.67%,表明研究区总的生态系统服务价值缺乏弹性,亦即赋予土地利用类型生态服务价值系数的大小对研究区域总的生态服务价值影响较小,因此本研究所选用的价值系数是合适的。

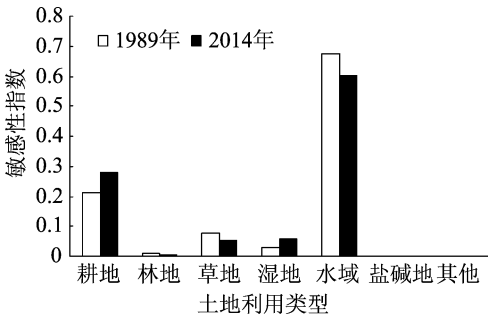


图3 生态系统服务价值敏感性指数变化

3.4 土地利用变化及其生态服务功能响应分析

3.4.1 生态系统单项服务功能价值变化分析 根据公式

(3)得出研究区单项生态系统服务功能变化,由图 4 可见:1989—2014 年间各单项服务功能变化程度有所不同,土地利用结构变化导致单项生态服务功能差异明显;其中,只有气候调节与食物生产的服务价值呈增加趋势,其余单项服务功能价值均呈减少趋势。

在整个研究期间部分单项生态系统服务功能价值变化明显,其中变化最为明显的是水源涵养功能,1989—2014 年间减少了 24 357.31 万元。其次,土壤形成与保护、废物处理、生物多样性保护分别减少了 773.72 万、1 412.21 万、757.32 万元。其他服务功能增加与减少的程度相对较低。

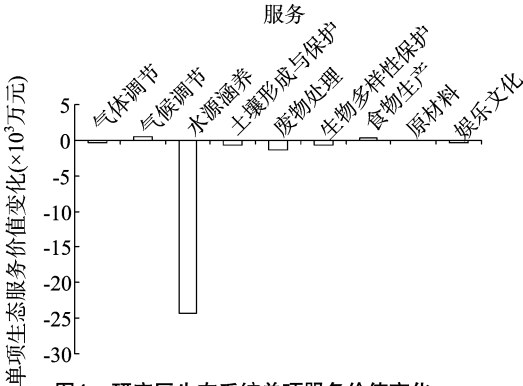


图4 研究区生态系统单项服务价值变化

3.4.2 生态服务价值流向分析 研究时段内林地与湿地除了转化为水域外,转为其他地类均会引起生态服务价值损失。由表 7 看出,草地与耕地的价值流向主要为水域,从而减轻了水域转为其他地类带来的价值损失;盐碱地只转为了耕地,价值增加了 6.62 万元,但增加幅度较小;水域的价值流向均属于负流向,损失程度较大,共损失 39 891.71 万元。从总体上看,在研究期内各个土地利用类型的转化并不完全有利于研究区生态系统,由于水域、林地、草地面积的减少,造成价值大量流失,故应加大对水域、林地、草地的保护,使生态服务价值实现最大化。

表 7 1989—2014 年土地利用变化的生态服务价值流向分析

万元

2014 年地类	1989 年							损益
	草地	水域	耕地	林地	盐碱地	湿地	其他	
草地	0.00	15 455.04	-217.81	0.00	-205.10	221.46	-9.27	15 244.32
水域	-19 738.67	0.00	-9 638.32	0.00	-1 750.50	-8 764.23	0.00	-39 891.71
耕地	25.27	1 814.27	0.00	115.49	-16.54	0.00	-9.92	1 928.56
林地	-91.84	1 110.66	-587.59	0.00	0.00	0.00	0.00	431.24
盐碱地	0.00	0.00	6.62	0.00	0.00	0.00	0.00	6.62
湿地	-164.92	424.76	-14.22	0.00	0.00	0.00	0.00	245.62
其他	0.00	0.00	255.26	0.00	0.00	0.00	0.00	255.26

4 结论

1989—2014 年吉林省长春市农安县太平池湿地区域盐碱地、湿地、居民用地和耕地面积呈增加趋势,而林地、未利用地、草地和水域面积不断减少,土地利用类型主要由未利用地向林地、草地、耕地发展,表明土地利用政策变化直接影响土地利用结构及其转化方向。

旱田、盐碱地、湿地 3 类地型均受自然因素和人为因素的双重影响,且人为因素作为主要驱动力使其发生变化,因此合

理控制人口密度及人类活动强度是实现研究区水土资源优化配置的有效措施。

由研究区土地利用结构变化和生态系统服务价值变化看,农安县太平池湿地区域耕地面积比重远远高于其生态系统服务价值的比重,而水域的面积比重都低于其生态系统服务价值比重。城镇用地面积在增加,但占总面积的比例较小,对研究区生态系统服务价值的影响较低。

由于研究区土地利用类型转化处于不平衡状态,使单项生态系统服务功能大部分处于递减状态,且整体生态系统服

务价值流向为负,因此,有步骤地实施退耕还林、还草,加强对水域与湿地的保护,提高土地利用水平是恢复和提高区域生态系统服务功能的较有效途径。

参考文献:

- [1] Costanza R, d'Arge R, deGroot R, et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital[J]. *Nature*, 1997, 387(6630): 253–260.
- [2] 严恩萍, 林 辉, 洪奕丰, 等. 洪湖市土地利用动态及生态服务价值响应研究[J]. *土壤通报*, 2013, 44(5): 1053–1059.
- [3] 严恩萍, 林 辉, 王广兴, 等. 1990—2011 年三峡库区生态系统服务价值演变及驱动力[J]. *生态学报*, 2014, 34(20): 5962–5973.
- [4] 胡和兵, 刘红玉, 郝敬锋, 等. 城市化流域生态系统服务价值时空分异特征及其对土地利用程度的响应[J]. *生态学报*, 2013, 33(8): 2565–2576.
- [5] 刘桂林, 张落成, 张 倩. 长三角地区土地利用时空变化对生态系统服务价值的影响[J]. *生态学报*, 2014, 34(12): 3311–3319.
- [6] 李屹峰, 罗跃初, 刘 纲, 等. 土地利用变化对生态系统服务功能的影响——以密云水库流域为例[J]. *生态学报*, 2013, 33(3): 726–736.
- [7] 高 奇, 师学义, 黄 勤, 等. 区域土地利用变化的生态系统服务价值响应[J]. *中国人口·资源与环境*, 2013, 22(11): 308–312.
- [8] 赵 丹, 李 锋, 王如松. 城市土地利用变化对生态系统服务的影响——以淮北市为例[J]. *生态学报*, 2013, 33(8): 2343–2349.
- [9] 杨 越, 哈 斯, 杜会石, 等. 基于 RS 和 GIS 的宁夏盐池县土地利用变化对生态系统服务价值的影响[J]. *水土保持研究*, 2014, 21(5): 100–105.
- [10] 汤 洁, 黄璐思, 王 博. 吉林省辽河流域生态系统服务价值对 LUCC 的响应分析[J]. *环境科学学报*, 2015, 35(8): 2633–2640.
- [11] 王 军, 顿耀龙. 土地利用变化对生态系统服务的影响研究综述[J]. *长江流域资源与环境*, 2015, 24(5): 798–808.
- [12] Mendoza – González G, Martínez M L, Lithgow D, et al. Land use change and its effects on the value of ecosystem services along the coast of the Gulf of Mexico[J]. *Ecological Economics*, 2012, 82(20): 23–32.
- [13] Estoque R C, Murayama Y. Examining the potential impact of land

use/cover changes on the ecosystem services of Baguio city, the Philippines: a scenario – based analysis[J]. *Applied Geography*, 2012, 35(1): 316–326.

- [14] 姚成胜, 朱鹤健, 吕 晞, 等. 土地利用变化的社会经济驱动因子对福建生态系统服务价值的影响[J]. *自然资源学报*, 2009, 24(2): 225–233.
- [15] 王 燕, 高吉喜, 王金生, 等. 新疆国家级自然保护区土地利用变化的生态系统服务价值响应[J]. *应用生态学报*, 2014, 25(5): 1439–1446.
- [16] 边 亮, 胡志斌, 宋伟东. 陕西省长武县土地利用变化的生态环境效应评价[J]. *生态学杂志*, 2009, 28(9): 1743–1748.
- [17] 彭 资, 谷成燕, 刘智勇, 等. 东江流域 1989—2009 年土地利用变化对生态承载力的影响[J]. *植物生态学报*, 2014, 38(7): 675–686.
- [18] Luo G P, Zhou C H, Chen X, et al. A methodology of characterizing status and trend of land changes in oases: a case study of Sangong River watershed, Xinjiang, China[J]. *Journal of Environmental Management*, 2008, 88(4): 775–783.
- [19] 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.
- [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] 王宗明, 张 柏, 张树清. 吉林省生态系统服务价值变化研究[J]. *自然资源学报*, 2004, 19(1): 55–61.
- [22] 赵 晴, 赵旭阳, 刘 征. 石家庄市土地利用变化及其生态服务功能响应[J]. *水土保持通报*, 2015, 35(3): 242–249, 255, 封 2.
- [23] Yang Z P, Gao J X, Zhou C P, et al. Spatio – temporal changes of NDVI and its relation with climatic variables in the source regions of the Yangtze and Yellow rivers[J]. *Journal of Geographical Sciences*, 2011, 21(6): 979–993.
- [24] 松 昀, 蓝登明, 胡小龙, 等. 多伦县湿地变化及驱动力分析[J]. *内蒙古农业大学学报*, 2012, 33(5): 107–112.
- [25] 吴连喜. 巢湖流域 30 年土地利用变化及其驱动力研究[J]. *土壤通报*, 2011, 42(6): 1293–1298.
- [26] 姚原温, 李阳兵, 金昭贵, 等. 贵州省大坝土地利用变化及驱动力分析[J]. *长江流域资源与环境*, 2014, 23(1): 68–74.

(上接第 219 页)

- [12] 岳 健, 张雪梅. 关于我国土地利用分类问题的讨论[J]. *干旱区地理*, 2003, 26(1): 111–123.
- [13] 邓红兵, 陈春娣, 刘 昕, 等. 区域生态用地的概念及分类[J]. *生态学报*, 2009, 29(3): 1519–1524.
- [14] 吴健生, 张理卿, 彭 建, 等. 深圳市景观生态安全格局源地综合识别[J]. *生态学报*, 2013, 33(13): 4125–4133.
- [15] Knaapen J P, Scheffer M, Harms B. Estimating habitat isolation in landscape planning[J]. *Landscape and Urban Plan*, 1992, (23): 1–16.
- [16] 和 艳, 李迎彬. 景观生态安全格局模型在滇池流域空间研究的应用[C]//中国城市规划学会. 多元与包容——2012 中国城市规划年会论文集. 昆明: 云南科技出版社, 2012.
- [17] 刘孝富, 舒俭民. 最小累积阻力模型在城市土地生态适宜性评价中的应用: 以厦门为例[J]. *生态学报*, 2010, 30(2): 421–428.
- [18] 俞孔坚, 黄 刚, 李迪华, 等. 景观网络的构建与组织——石花洞

风景名胜景观生态规划[J]. *城市规划学刊*, 2005, 157(3): 76–81.

- [19] 俞孔坚, 李迪华, 段铁武. 敏感地段的景观生态安全格局设计及地理信息系统应用[J]. *中国园林*, 2001(1): 11–16.
- [20] 俞孔坚, 李 伟, 李迪华, 等. 快速城市化地区遗产廊道适宜性分析方法探讨——以台州市为例[J]. *地理研究*, 2005, 24(1): 69–76.
- [21] 俞孔坚, 叶 正, 李迪华, 等. 论城市景观生态过程与格局的连续性: 以中山市为例[J]. *城市规划*, 1998, 22(4): 14–17.
- [22] 俞孔坚, 乔 青, 李迪华, 等. 基于景观安全格局分析的生态用地研究——以北京市东三乡为例[J]. *应用生态学报*, 2009, 20(8): 1932–1939.
- [23] 俞孔坚. 景观生态战略点识别方法与理论地理学的表面模型[J]. *地理学报*, 1998, 53(增刊): 11–20.
- [24] 俞孔坚. 生物保护的景观生态安全格局[J]. *生态学报*, 1999(1): 8–15.