

DOI: 10.5846/stxb201801220166

丁丽莲,王奇,陈欣,唐建军.1984—2014 年淀山湖地区生态系统服务价值对土地利用变化的响应.生态学报,2019,39(8): - .

Ding L L, Wang Q, Chen X, Tang J J.The responses of ecosystem services to land-use change in Dianshan Lake area from 1984 to 2014.Acta Ecologica Sinica,2019,39(8): - .

1984—2014 年淀山湖地区生态系统服务价值对土地利用变化的响应

丁丽莲,王 奇,陈 欣,唐建军*

浙江大学,生命科学学院生态研究所,杭州 310058

摘要:水源是区域和城市发展的重要保障,研究其生态系统服务的变化及其影响因素对水源跨区域联防联治有重要意义。利用淀山湖地区 1984、1993、2006 和 2014 年的遥感影像,通过修正生态系统服务价值当量因子,基于 GIS 空间分析技术对淀山湖地区 1984—1993 年、1993—2006 年、2006—2014 年土地利用变化及生态系统服务价值(Ecosystem Service Value, ESV)进行了分析。结果表明,淀山湖地区林地面积和建筑用地面积总体呈增加趋势,而耕地面积和水面面积呈下降趋势。ESV 结果显示,1984—2014 期间水体 ESV 减少了 2.15 亿元,耕地的 ESV 减少了 2.41 亿元,林地的 ESV 增加了 2.50 亿元。各土地利用类型 ESV 敏感性指数均小于 1,说明研究区生态系统服务价值是缺乏弹性的。在乡镇尺度,仅朱家角镇和锦溪镇 ESV 呈现净增长;在省市级尺度,江苏省境内的总土地单位面积 ESV 减少,而上海市境内的总土地单位面积 ESV 增加。驱动力分析表明,自然因素和社会经济因素均对 ESV 有影响,人口密度、区域总产值与 ESV 存在显著相关性。可见,土地利用方式的改变显著影响生态系统服务价值,合理的土地利用将有利于提高总土地单位面积生态系统服务价值。

关键词:土地利用变化;生态系统服务价值;时空变化;驱动力;淀山湖地区

The responses of ecosystem services to land-use change in Dianshan Lake area from 1984 to 2014

DING Lilian, WANG Qi, CHEN Xin, TANG Jianjun*

Institute of Ecology, College of Life Sciences, Zhejiang University, Hangzhou 310058, China

Abstract: Water resources are an important guarantee for the development of regions and cities. Understanding the changes in ecosystem services and their driving forces, therefore, is of great significance in the management of water resources across regions. By utilizing remote sensing images of Dianshan Lake area in 1984, 1993, 2006 and 2014, land-use change and ecosystem service value (ESV) were analyzed by revising the ESV coefficient of different types of land use. The results showed that the areas of woodland and construction land tended to increase, while those of arable land and water bodies tended to decrease between 1984 and 2014. Results from the ESV analysis showed that the ESV of water bodies and arable land decreased by 215 and 241 million yuan, respectively, while the ESV of woodland increased by 250 million yuan. The ESV sensitivity index of each land-use type was less than 1, indicating that the ESV of the study area was inelastic. On the township scale, the ESV analysis showed a net increase only in Zhujiajiao and Jinxi Towns. At the provincial and municipal scales, the total ESV per unit area of Jiangsu Province decreased, while the total ESV per unit area of Shanghai increased. The driving force analysis showed that both natural and socio-economic factors had an impact on the ESV. Moreover, there was a significant correlation between population density and ESV and between total regional economic output and ESV. Our

基金项目:国家十三五重点研发计划课题(2016YFC0502703-4)

收稿日期:2018-01-22; 网络出版日期:2018-00-00

* 通讯作者 Corresponding author.E-mail: chandt@zju.edu.cn

results suggest that changes in land use have an important impact on the ESV. An optimal land-use pattern would help to increase the total ESV across regions.

Key Words: land-use change; ecosystem service value; spatial-temporal variations; driving force; Dianshan Lake area

生态系统服务是指生态系统及其物种组成用以满足和维持人类生存、生活的条件和过程^[1]。地形条件、土地利用/土地覆被(Land Use/Land Cover, LULC)和气候变化对生态系统服务功能的形成与分配具有重要作用^[2],其中 LULC 的不恰当变化可能导致当地物种绝灭,自然栖息地和生态系统功能减少,从而影响生态系统服务的提供^[3-6],如碳储存^[7-8]、水文调节^[9]、授粉^[10-11]等。千年生态系统评估(Millennium Ecosystem Assessment, MA)指出全球生态系统服务正在退化,并强调了将生态系统服务价值(Ecosystem Service Value, ESV)分析纳入决策制定的重要性^[12]。量化生态系统服务和分析其价值变化是土地可持续利用的重要决策支持工具^[13],它为全面评估替代土地利用方案之间的权衡提供了有用的工具^[14-15]。

生态系统服务的估价方法主要包括显示偏好法(如市场价值法和旅行费用法)、陈述偏好法(如条件价值法和选择实验法)、基于成本估算(如可避免成本法和替代成本法)和效益转移法^[16]。其中,效益转移法(Benefit Transfer Method, BTM)是一种二次评估方法,它将已有的环境评价结果转移到具有相似人口、经济和生态特征的其他地区^[17]。随着近年来国外一些学者对效益转换法的不断探索,BTM 能够在在大尺度研究中实现更为准确的价值估算结果,成为生态系统服务价值估算中较为前沿的领域。Costanza 等通过使用 BTM 推断了由 16 个主要生物群落提供的 17 种生态系统服务的全球经济价值,并基于全球 300 多个案例再次更新了估价^[18-19]。我国学者谢高地等^[20]在 Costanza 得出当量因子的基础上,根据中国生态系统和社会经济发展状况进一步修正。国内外已有研究基于 BTM 方法,通过制图及时空演变分析,进行了区域生态系统服务价值估算并研究其对土地利用变化的响应。当前研究中,土地利用面积、方式和空间分布格局变化均成为生态系统服务价值变化的影响因子^[21],Estoque 等^[22]、李哲等^[23]指出具有较高价值系数的 LULC 面积减少往往是导致区域 ESV 减少的主要原因。刘海等^[24]、魏慧等^[25]指出城市化进程中生态系统服务价值损失的主要原因是森林、水体和湿地面积的大量减少。陈阳等^[26]认为农业生产中 LULC 变化会造成区域单项 ESV 之间的冲突,如湿地向耕地转移,加强了生态系统的产品供给服务价值,但弱化了其在废物处理和气候调节方面的调节服务价值。王航等^[27]研究表明,ESV 与景观丰度和地类聚集度均存在显著正相关。然而,大多研究仅将 LULC 作为 ESV 变化的自变量,由于自然与社会经济等诸多因素均对 ESV 产生影响,并且驱动因素之间可能存在错综复杂的联系^[25],因此结合自然和社会经济等驱动因素研究 ESV 对于 LULC 响应及其演变规律具有重要的科学意义。另外,少有研究从长时间序列和转换空间尺度对区域 ESV 变化作进一步分析,难以明确 LULC、气候因素和社会经济因素对于 ESV 变化的作用机制。

淀山湖地区是上海重要水源地,由苏州和上海同时分管。国家发展改革委在《长江三角洲城市群发展规划》中指出跨界水体联保行动的重要性^[28],并将淀山湖放在名录首位。明晰淀山湖地区生态系统服务价值对于 LULC 响应及其驱动力,对于深化跨区域生态环境联防联控具有指导性作用。改革开放以来大力发展的 30 年,由于不同阶段的发展战略和存在问题不同,本文将其分为 3 个阶段进行生态系统服务价值分析。因此,本研究以淀山湖地区为研究对象,对该区域 1984—2014 年的生态系统服务价值进行评估,试图揭示过去 30 年间淀山湖地区生态系统服务价值的时空变化特征及 LULC 变化对生态系统服务价值的影响,探讨人类活动和自然因素对研究区生态系统服务价值的影响,为淀山湖地区中长期规划提供理论依据,对淀山湖地区土地利用结构优化、跨界水体联保具有理论和实践意义。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

淀山湖地区(30°56'—31°20'N,120°43'—121°10'E)包括上海市青浦区的朱家角镇、金泽镇,以及苏州市

昆山市的锦溪镇、淀山湖镇、周庄镇、汾湖镇和张浦镇共 7 镇,总面积 901 km²[29]。淀山湖地区地处亚热带季风气候区,四季分明,气候温和,年均气温 15.5℃;雨量充沛,年均降水量 1037.7 mm[30]。淀山湖地区属于太湖流域,地处黄浦江主要取水口的上游,是上海重要的水源保护地和生态保护区,也是长三角最具水乡特色的区域之一。其中主要湖泊淀山湖是太湖平原地区的一个吞吐性浅水湖泊,水域面积 62 km²,平均水深约 2.1 m,最大水深 3.6 m。

2 材料与方法

2.1 数据来源与处理

淀山湖地区 1984 年、1993 年、2006 年 Landsat TM 遥感影像和 2014 年 Landsat 8OLI 遥感影像(数据来源于 <http://earthexplorer.usgs.gov/>),轨道号为 138/38、138/39、139/38 和 139/39。江苏省、上海市乡镇行政区划矢量图来自地理国情监测云平台(<http://www.dsac.cn/>);使用《昆山乡镇 1949—2015 年鉴》(<http://www.hssjzx.com/>)以及《青浦区 1985—2015 年鉴》(<http://qpsz.shqp.gov.cn/>)计算研究区粮食作物单位面积产值。在可视化图像环境(The Environment for Visualizing Images, ENVI)支持下,对遥感影像数据进行预处理,根据野外调查及统计年鉴,建立影像中地物的判读标志,将淀山湖地区土地利用类型分为耕地、水体、草地、林地、建筑用地和未利用地共 6 类。基于混淆矩阵方法进行解译精度评价,4 期遥感影像解译精度均达到 90% 以上。

2.2 分析方法

2.2.1 土地利用变化动态指标

(1)单一土地利用动态度 单一土地利用动态度是刻画不同土地利用类型在一定时间段内的变化速度和幅度的指标[31],反映人类活动对单一土地利用类型的影响。其公式为:

$$K_i = \frac{S_{i2} - S_{i1}}{S_{i1}} \times \frac{1}{t_2 - t_1} \times 100\% \quad (1)$$

式中, K_i 为 t_1 到 t_2 时段内 i 类土地利用类型动态度; S_{i1} 、 S_{i2} 分别表示 t_1 、 t_2 时间 i 类土地利用类型面积。

(2)综合土地利用动态度 土地利用综合动态度是刻画土地利用类型变化速度区域差异的指标,反映人类活动对流域土地利用类型变化的综合影响[32]。其公式为:

$$S = \left[\sum_{i=1}^n (\Delta S_{ij}/S_i) \right] \times \frac{1}{t} \times 100\% \quad (2)$$

式中, S 为与 t 时段对应的研究区土地利用综合动态度, ΔS_{ij} 为监测开始至监测结束时段内第 i 类土地利用类型转换为其他类土地利用类型面积总和, S_i 为监测开始时间第 i 类土地利用类型总面积; t 为土地利用变化时间段。

2.2.2 生态系统服务价值计算

谢高地等[33-34]在 Costanza[18]的评价模型基础上,依据中国的实际情况,得出了中国生态系统单位面积生态服务价值当量表。该表定义 1 hm² 全国平均产量的农田每年自然粮食产量的经济价值为 1。在淀山湖区域各粮食作物单产、播种面积、各粮食作物全国平均价格的基础上(2000 年不变价),根据公式计算:

$$E_a = \frac{1}{7} \sum_{i=1}^n \frac{m_i p_i q_i}{M} \quad (i = 1, \dots, n) \quad (3)$$

式中, E_a 为 1 hm² 农田每年粮食作物的经济价值(元/hm²); i 为作物种类,淀山湖地区的主要作物有水稻、小麦、玉米和大豆; p_i 为 i 种粮食作物全国平均价格(元/t); q_i 为 i 种粮食作物单产(t/hm²); m_i 为 i 种粮食作物面积(hm²); M 为 n 种粮食作物总面积(hm²); $1/7$ 是指单位面积生态服务价值为研究区当年主要粮食作物单位面积产值的 1/7。

淀山湖地区生态系统服务价值计算公式为:

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

$$ESV_f = \sum A_k \Delta VC_{fk} \quad (5)$$

式中,ESV 为生态系统服务价值; A_k 为研究区第 k 类土地利用类型的分布面积 (hm^2); VC_k 为生态系统价值系数 ($\text{元 hm}^{-2} \text{a}^{-1}$); ESV_f 为第 f 项生态系统服务功能价值; VC_{fk} 是土地利用类型 k 的第 f 项服务功能价值系数 ($\text{元 hm}^{-2} \text{a}^{-1}$)。

本文通过统计 1984—2014 年淀山湖地区水稻、小麦、玉米及大豆的价格 (2000 年不变价)、单产、播种面积等数据 (表 1),得到淀山湖地区一个生态系统服务价值当量因子为 $1635.28 \text{ 元}/\text{hm}^2$,由此得到生态系统服务价值系数 (表 2)。

表 1 淀山湖地区 1984 年、1993 年、2006 年和 2014 年主要农作物单产、作物价格和播种面积

Table 1 Grain yield, price and sowing areas of major crops in Dianshan Lake area in 1984, 1993, 2006 and 2014

年份 Year	单产 Grain yield/(t/hm ²)				作物价格 Price/(元/t)				播种面积 Sowing area/hm ²			
	水稻 Rice	小麦 Wheat	玉米 Maize	大豆 Soybean	水稻 Rice	小麦 Wheat	玉米 Maize	大豆 Soybean	水稻 Rice	小麦 Wheat	玉米 Maize	大豆 Soybean
1984	7.04	3.42	2.00	2.22	354.2	435.2	313.7	678.1	22165.7	8493.9	3.0	16.7
1993	7.14	4.04	4.37	2.06	627.5	667.9	465.5	1052.5	17501.0	7409.5	54.1	96.7
2006	8.06	4.58	5.33	2.15	2161.7	1433.5	1289.2	2625.4	9203.7	2749.4	32.1	158.1
2014	8.73	5.42	6.75	2.21	3795.5	2421	2245.4	4758.4	7497.7	5149.4	16.6	93.3

表 2 淀山湖区域土地利用类型的生态系统服务价值系数

Table 2 Ecosystems service value coefficients of land-use categories in Dianshan Lake area

生态系统服务 Ecosystem service		林地 Woodland	草地 Grassland	耕地 Cropland	水体 Water body	未利用地 Unused land
供给服务 Provisioning service	食物生产 Food production	539.649	703.179	1635.3	866.709	32.706
	原材料生产 Raw material	4873.194	588.708	637.767	572.355	65.412
调节服务 Regulating service	气体调节 Gas regulation	7064.496	2452.95	1177.416	834.003	98.118
	气候调节 Climate regulation	6655.671	2551.068	1586.241	3368.718	212.589
	水文调节 Water regulation	6688.377	2485.656	1259.181	30694.581	114.471
	废物处理 Waste treatment	2812.716	2158.596	2273.067	24284.205	425.178
支持服务 Supporting service	保持土壤 Soil formation and protection	6573.906	3663.072	2403.891	670.473	278.001
	维持生物多样性 Biodiversity conservation	7375.203	3058.011	1668.006	5609.079	654.12
文化服务 Cultural service	提供美学景观 Providing aesthetics sight	3401.424	1422.711	278.001	7260.732	392.472
合计 Total/(元/hm ²)		45984.636	19083.951	12918.870	74160.855	2273.067

2.2.3 敏感性分析

利用敏感性指数 (Coefficient of Sensitivity, CS)^[35] 来确定不同土地利用生态系统服务价值随着时间变化对价值系数的依赖程度。如果 $CS > 1$, 则预估 ESV 对变异系数 (Valuation Coefficient, VC) 即生态系统服务价值系数具有弹性, VC 变动 1% 会引起 CS 大于 1% 的变动, 则其准确度差、可信度低; 如果 $CS < 1$, 则说明 ESV 对 VC 是缺乏弹性的, 结果是可信的。敏感性指数计算公式如下:

$$CS = \left| \frac{(ESV_j - ESV_i) / ESV_i}{(VC_{jk} - VC_{ik}) / VC_{ik}} \right| \quad (6)$$

式中:ESV、VC、 k 的含义同前, i 和 j 代表初始价值和生态价值系数调整以后的价值。

3 结果分析

3.1 淀山湖地区土地利用变化分析

根据淀山湖地区土地利用类型分布图(图 1),研究区耕地所占面积最大,为主要土地利用类型,其次是水体和建筑用地,林地、草地和未利用地所占比例较小。根据 1984—2014 年淀山湖地区土地利用变更数据,计算得到各土地利用类型结构(图 2)和土地利用动态度(表 3)。

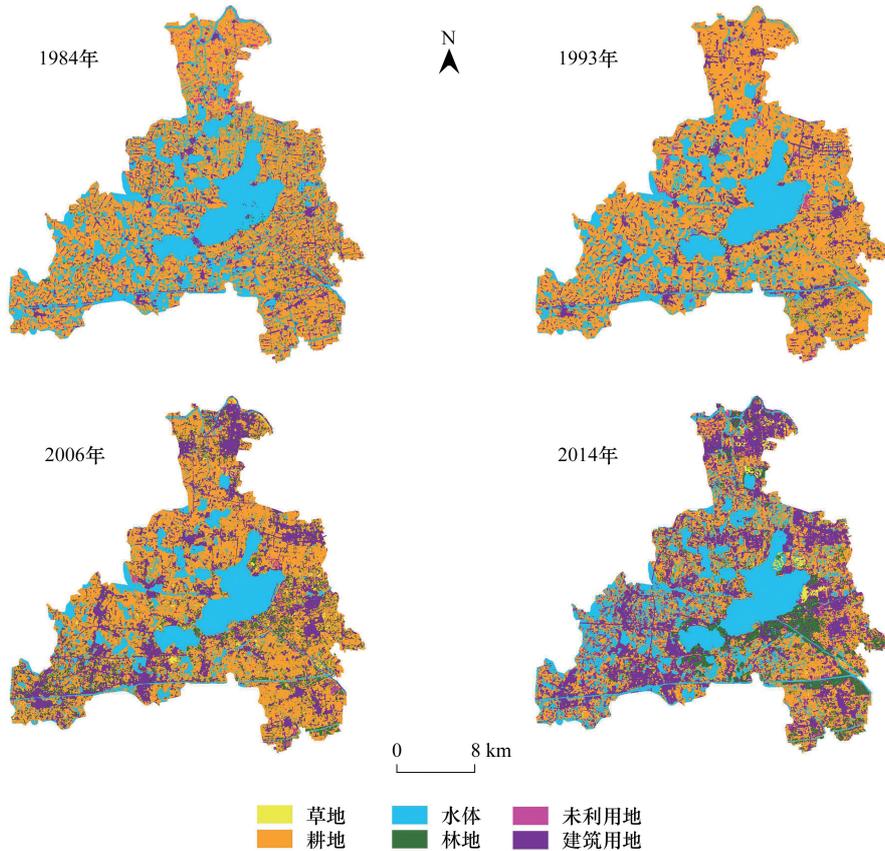


图 1 淀山湖地区 1984、1993、2006、2014 土地利用类型
Fig.1 Land-use types of Dianshan Lake area in 1984, 1993, 2006 and 2014

研究区水体面积在 1984—1993 和 1993—2006 年间减少,转换为耕地和建筑用地,但在 2006—2014 水体面积有所增加。耕地面积先增加后减少,前期(1984—1993 年)增加了 6.97%,后期(1993—2006、2006—2014 年)分别减少了 13.34%及 14.51%。由于生态环境治理的改善以及耕作技术的提高^[34],耕地逐渐向林地、草地转移。林地面积自 1993 年开始呈现增加的趋势,1993—2006 年间,单一土地利用动态度达到 38.93%。草地面积占比不断提高,在 4 个时期分别为 0.26%,0.59%,0.86%和 1.89%。随着城市化进程加快,建筑用地快速扩张,占比从 8.99%增加到 26.85%。1984—1993 年综合土地利用动态度为 2.31%,淀山湖地区用地空间整体变化不大;1993—2006 年和 2006—2014 年,综合

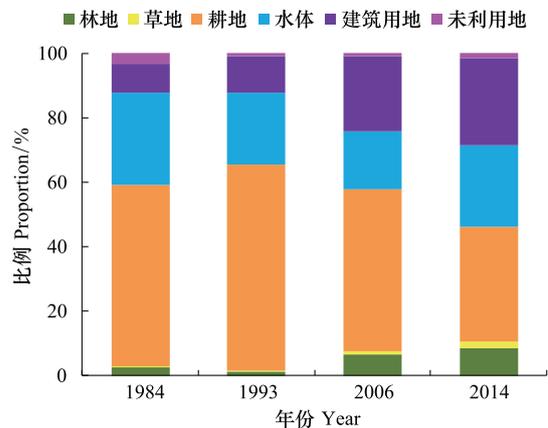


图 2 1984—2014 年淀山湖地区土地利用结构
Fig.2 Land-use component in Dianshan Lake area during 1984—2014

土地利用动态度高达 48.12% 和 28.87%。

表 3 1984—2014 年间淀山湖地区土地利用动态度/%

Table 3 Land-use dynamics in Dianshan Lake area during 1984—2014

时间区间 Duration	单一土地利用动态度 Single land use dynamics						综合土地利用动态度 Comprehensive land use dynamics
	耕地	林地	草地	未利用地	水体	建筑用地	
1984—1993	1.41	-6.39	14.64	-7.82	-2.37	2.83	2.31
1993—2006	-1.61	38.93	3.52	0.71	-1.49	8.06	48.12
2006—2014	-3.60	3.88	14.92	6.70	5.00	1.98	28.87

3.2 淀山湖地区生态系统服务价值分析

3.2.1 各土地利用类型生态系统服务价值变化总体特征

由表 4 可知,淀山湖地区 ESV 在 30 年间减少 1.81 亿元。1984 年、1993 年、2006 年和 2014 年分别为 26.76 亿元, 22.94 亿元, 20.79 亿元和 24.95 亿元, 呈现先减少后增加的趋势。从各地类 ESV 占比来看, 水体 ESV 所占比例最高, 其次为耕地。1984 年, 耕地 ESV 为 6.58 亿元, 占总价值的 24.58%; 1993—2006 年耕地和水体 ESV 锐减, 与此同时, 林地和草地 ESV 增加, 尤其是林地, 动态度高达 38.90%; 2006—2014 年林地、草地 ESV 进一步增加, 水体 ESV 出现 V 型增长, 但相比于 1984 年生态系统服务价值, 仍减少 11.30%; 未利用地 ESV 在 1984—2014 年减少 0.04 亿元, 动态度为 -0.11%。

分析发现, 淀山湖地区 ESV 分为“减少”和“增加”两个阶段: “减少”与单位面积 ESV 较高的水体大量减少有关, 由于人口增长带来的城市土地扩张^[36], 前期(1984—2006 年) 水体向建筑用地转移, 水体 ESV 减少 6.97 亿元; “增加”是由于后期(2006—2014 年) 政策和生态工程的实施, 淀山湖地区生态系统功能开始逐渐恢复, 由于林地与水体在气候调节、气体调节、水文调节和废物处理等调节服务中发挥重要作用, 林地和水体面积扩大使其 ESV 激增。特别地, 由于《黄浦江上游水源保护条例实施细则》^[37] 等环保政策的实施, 淀山湖东南沿岸、拦路港沿岸种植了大量水源涵养林, 林地 ESV 在 1993—2006 年间增幅迅速, 尽管如此, 由于期间耕地面积和水体面积的锐减, 研究区总 ESV 仍呈现下降趋势。

表 4 1984—2014 年淀山湖地区各地类生态系统服务价值变化

Table 4 Changes of ESV in Dianshan Lake area during 1984—2014

土地利用类型 Land use types	生态系统服务价值 Ecosystem Service Value, ESV/($\times 10^8$ 元)				比例 Proportion/%				动态度 Dynamic degree/%			
	1984	1993	2006	2014	1984	1993	2006	2014	1984—1993	1993—2006	2006—2014	1984—2014
林地 Woodland	1.05	0.45	2.71	3.55	3.93	1.95	13.03	14.22	-6.39	38.90	3.89	8.32
草地 Grassland	0.04	0.102	0.15	0.33	0.16	0.44	0.71	1.31	14.69	3.51	14.91	0.94
耕地 Arable land	6.58	7.41	5.86	4.17	24.58	32.31	28.17	16.71	1.41	-1.61	-3.60	-8.03
水体 Water body	19.02	14.96	12.05	16.87	71.08	65.21	57.98	67.63	-2.38	-1.49	5.00	-7.17
未利用地 Unused land	0.07	0.02	0.02	0.03	0.25	0.09	0.10	0.13	-7.82	0.72	6.69	-0.11
建筑用地 Construction land	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
总计 Total	26.76	22.94	20.79	24.95	100	100	100	100	-1.59	-0.72	2.50	-6.05

3.2.2 生态系统单项服务价值变化特征

由公式(5) 计算得出各单项生态系统服务价值(表 5)。淀山湖地区提供的水文调节服务功能最大, 其次为废物处理功能, 水体成为价值提供主体。1984—2014 年间, 除原材料生产和气体调节的生态系统服务价值增加, 食物生产、废物处理、水文调节、保持土壤、提供美学景观和维持生物多样性的生态系统服务价值均减少, 气候调节的生态系统服务价值基本保持不变。随着农业用地的锐减, 其提供的食物生产功能也随之降低, 1984—2014 年间生态系统服务价值减少了 2.41 亿元; 林地面积的快速增加, 导致其提供的原材料生产和气体

调节服务价值在 1984—2014 年间分别增加 22.03% 和 18.37%, 林地生态系统服务价值增加了 2.50 亿元。

表 5 1984—2014 年淀山湖地区生态系统服务价值组成构变化

Table 5 Changes of components of ESV in Dianshan Lake area during 1984—2014

生态系统服务 Ecosystems service	生态系统服务价值 ESV/($\times 10^8$ 元)				比例 Proportion/%				价值变化率 Change rate/%
	1984	1993	2006	2014	1984	1993	2006	2014	1984—2014
食物生产 Food production	1.07	1.12	0.92	0.78	4.00	4.89	4.42	3.12	-27.10
原材料生产 Raw material	0.59	0.53	0.67	0.72	2.19	2.32	3.24	2.90	22.03
气体调节 Gas regulation	0.98	0.93	1.11	1.16	3.67	4.04	5.32	4.64	18.37
气候调节 Climate regulation	1.84	1.67	1.68	1.84	6.86	7.28	8.08	7.37	0.14
水文调节 Water regulation	8.68	6.99	5.97	7.96	32.42	30.48	28.74	31.87	-8.29
废物处理 Waste treatment	7.47	6.24	5.16	6.52	27.91	27.22	24.84	26.13	-12.72
保持土壤 Soil formation and protection	1.56	1.60	1.62	1.50	5.84	6.98	7.78	6.02	-3.85
维持生物多样性 Biodiversity conservation	2.48	2.18	2.13	2.45	9.28	9.51	10.26	9.80	-1.21
提供美学景观 Providing aesthetics sight	2.10	1.67	1.52	2.03	7.83	7.27	7.32	8.15	-3.33

3.2.3 生态系统服务价值的空间分布

1984—2014 年间, 淀山湖地区各镇生态系统服务价值均呈现先减小后增加的趋势(图 3)。由于地处湖区且平原河网密集, 汾湖镇和朱家角镇生态系统服务价值显著高于其他地区, 但汾湖镇对于研究区总 ESV 增加没有贡献, 其 ESV 在 30 年间减少了 5.62%。1984—2014 年, 朱家角镇和锦溪镇的 ESV 呈现净增长(1.06% 和 25.76%), 其余几镇的 ESV 呈负增长, 其中张浦镇的 ESV 减少幅度最大(-38.43%)。前期(1984—1993 年), 仅锦溪镇的 ESV 增加; 后期(1993—2014 年), 由于退耕还林还草政策、黄浦江上游水源保护条例的实施, 除周庄镇外, 其余 6 镇的 ESV 均有增加, 其中对总 ESV 增加贡献最大的分别是张浦镇、金泽镇和朱家角镇。

将空间尺度扩展到省市级管辖区域(图 4), 1984—2014 年间, 江苏省境内总地均 ESV 减少 3076.4 元/hm², 单项地均生态系统服务价值均减少, 其中, 废物处理地均 ESV 下降幅度最大(-876.61 元/hm²), 水文调节、食物生产和土壤保持地均 ESV 下降幅度次之。上海市境内, 总地均 ESV 增加 216.91 元/hm², 单项地均 ESV 升高的有气体调节、气候调节和原材料生产 3 项服务, 分别增长 638.80、453.49 元/hm² 和 400.52 元/hm², 废物处理和水文调节两项地均 ESV 分别减少 1110.31 元/hm² 和 705.12 元/hm²。在单项地均 ESV 减少的区域内, 除了水文调节和废物处理两项生态系统服务, 江苏省境内的地均 ESV 下降幅度均大于上海市境内的地均 ESV。

通过对比 ESV 在各乡镇空间分布和省市级区域分布情况, 上海市金泽镇和朱家角镇在 1993—2014 年间总 ESV 的增加得益于原材料生产、气体调节、气候调节、保持土壤和维持生物多样性 ESV 的增加, 这 5 项服务也是林地在 9 个单项生态系统服务中价值系数较高的; 相比于金泽镇和朱家角镇, 江苏省境内的 5 镇在这 5 项服务的地均 ESV 均减少。因此, 近 30 年淀山湖地区林地面积增加并没有对江苏省境内的 ESV 有更多贡献, 而上海市通过构建水源涵养林、退耕还林等措施对于黄浦江上游的保护更到位。

3.3 敏感性分析

根据敏感系指数的计算公式, 将各地类 VC 分别上下调整 50%, 计算出淀山湖地区 1984、1993、2006 和 2014 年的敏感性指数 CS(表 6)。结果表明, 4 个时期不同土地利用类型的 CS 均小于 1, 最高值为水体的 CS 值 0.7108, 及当水体的 VC 增加 1%, 总价值增加 0.7108%; 最低值为未利用地的 CS 值 0.0009。1984—2014 年间, 草地 CS 逐步增加, 这与草地面积一直增加有关。自 1993 年起, 由于林地面积的增加, 林地 CS 呈现增长趋势, 而由于耕地面积锐减, 耕地 CS 也随之下降。水体面积自 2006 年开始增加, 其敏感度也随之增加。相对于水体和林地, 耕地 ESV 系数较低, 但是耕地 CS 均大于林地, 这是由于耕地面积始终大于林地面积。CS 敏

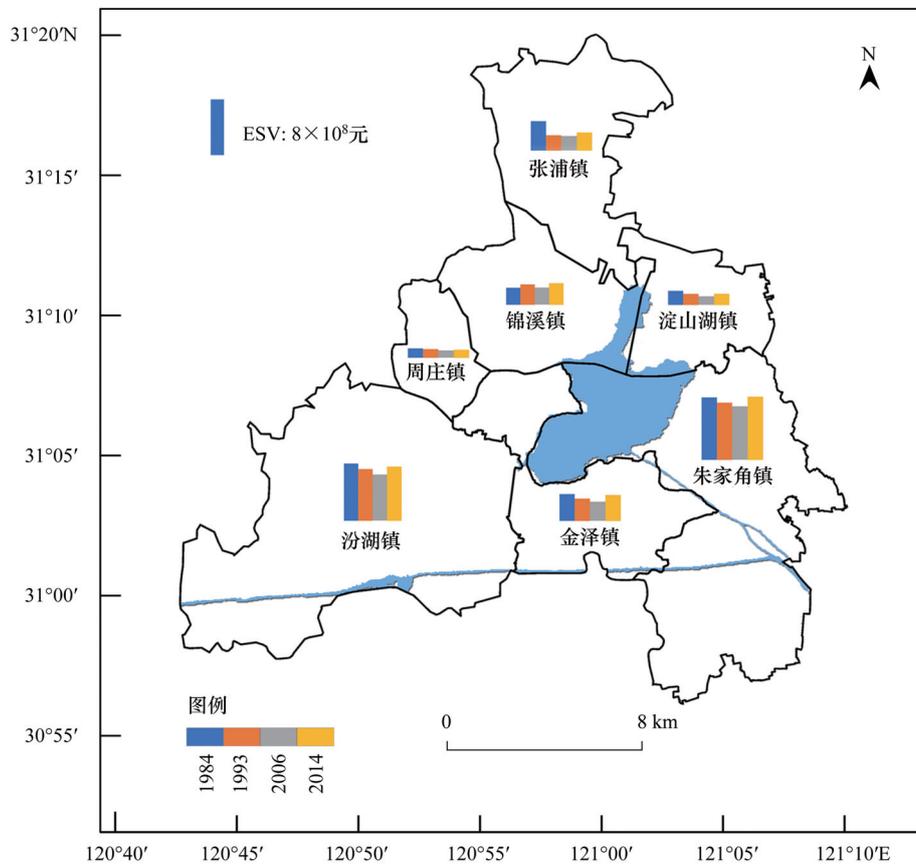


图3 淀山湖地区 1984—2014 各镇生态系统服务价值组成结构空间分布

Fig.3 The spatial distribution of ESV changes in each towns in Dianshan Lake area during 1984—2014

感性分析表明,相对于 VC 而言,研究区生态系统服务价值是缺乏弹性的,即使 VC 具有一定的不确定性,研究区域 ESV 计算结果也是稳定的,研究结果是可信的。

表 6 不同土地利用类型生态系统服务价值敏感度

Table 6 ESV sensitivity of different land-use types

土地利用类型 Land use type	生态系统服务价值 ESV/($\times 10^8$ 元)				敏感性指数 CS Coefficient of Sensitivity			
	1984	1993	2006	2014	1984	1993	2006	2014
林地 Woodland VC+50%	27.288	23.160	22.142	26.722				
林地 Woodland VC-50%	26.236	22.713	19.434	23.173	0.0393	0.0195	0.1302	0.1423
草地 Grassland VC+50%	26.784	22.988	20.862	25.110				
草地 Grassland VC-50%	26.740	22.886	20.714	24.785	0.0016	0.0044	0.0071	0.0131
耕地 Arable land VC+50%	30.050	26.643	23.716	27.031				
耕地 Arable land VC-50%	23.473	19.231	17.859	22.863	0.2458	0.3231	0.2817	0.1671
水体 Water body VC+50%	36.274	30.415	26.814	33.383				
水体 Water body VC-50%	17.251	15.458	14.761	16.512	0.7108	0.6521	0.5798	0.6763
未利用地 Unused land VC+50%	26.795	22.947	20.799	24.964				
未利用地 Unused land VC-50%	26.729	22.927	20.777	24.931	0.0025	0.0009	0.0010	0.0013

4 讨论与建议

淀山湖地区以耕地和水体这两个土地利用类型为主体。由于对生态环境治理的重视度加强以及耕作技

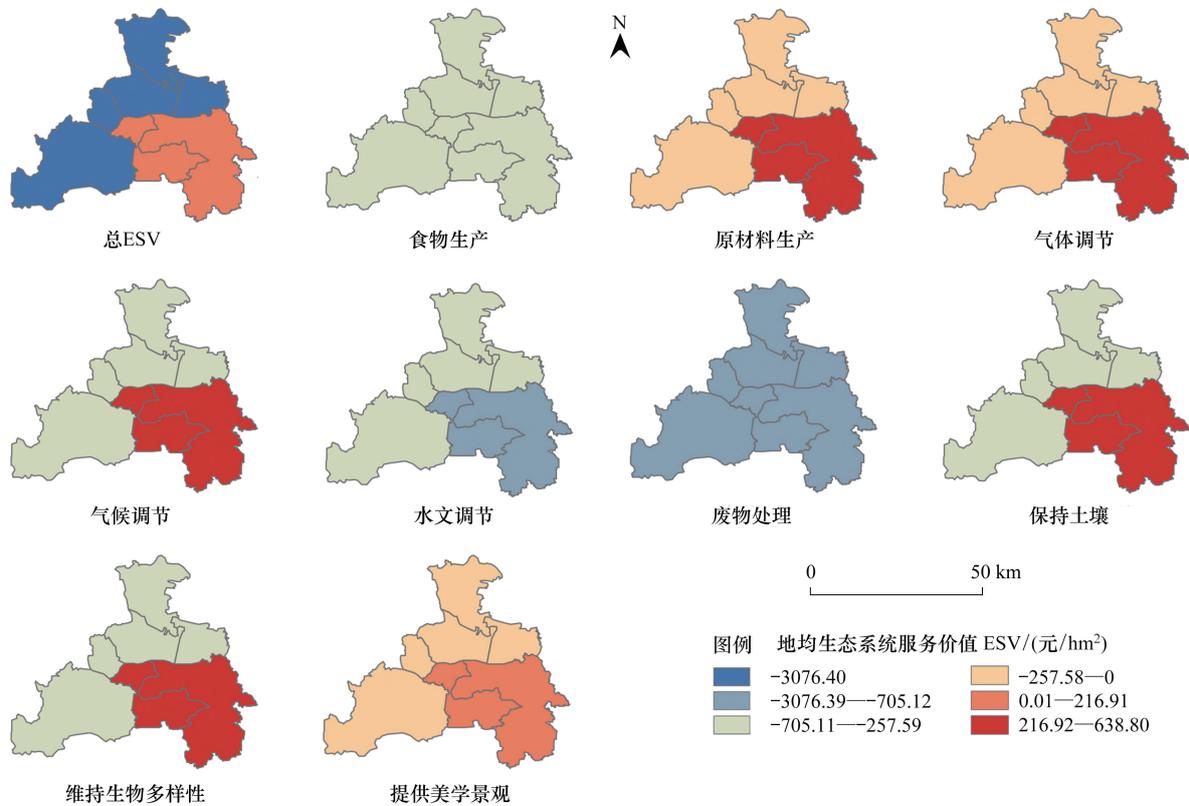


图 4 淀山湖地区所在省市级行政区 (江苏、上海) 地均 ESU 变化分布图

Fig.4 The spatial distribution of ESU changes per unit area in Jiangsu and Shanghai region of Dianshan Lake area

术的提高^[38],耕地逐渐向林地、草地转移。耕地主要提供食物生产、废物处理、气候调节、保持土壤和维持生物多样性等生态系统服务,虽然耕作技术的提高使粮食增产,但耕地的大幅缩减使得废物处理和保持土壤生态系统服务价值锐减,因而净生态系统服务价值为负,30年间减少了2.41亿元。这表明决策者在继续履行退耕还林还草、退耕还湖的同时,还要尽量减少建筑用地对农业用地的侵占。在进行土地利用结构规划中,不仅需要重视生态用地的增加与保护,也要注重耕作技术改良和农业种植结构调整,变革低产田、再造优质田,以期提高整个地区废物处理、土壤保持和生物多样性保持等服务。本研究证实,尽管建筑用地面积增长因城市扩张并未停滞^[39],但通过权衡不同土地利用方式,增加有较高生态系统服务价值系数的林地面积,就能提高原材料生产、气体调节、气候调节、保持土壤和维持生物多样性服务功能,进而提升总体生态系统服务价值。Li^[40]也在研究保护和人类发展政策对利益相关者的影响时指出,生态工程可能在短期内有高昂的初始成本,但从长远利益来看,无论是当地政府还是人与环境,都能获得净收益。政府在探索生态系统服务空间配置的同时,还应重视多种生态系统服务、生物多样性保护以及给予土地

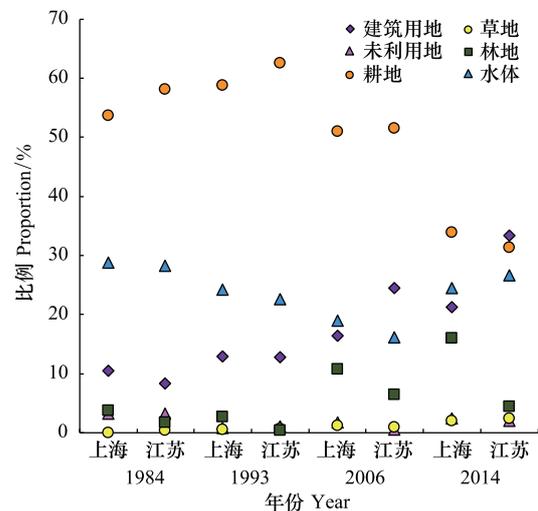


图 5 1984—2014 年淀山湖地区所在省市级行政区 (江苏、上海) 土地利用结构

Fig.5 Land-use component in Jiangsu and Shanghai region of Dianshan Lake area during 1984—2014

拥有者市场回报之间的权衡^[41]。

通过转换空间尺度,本研究还发现淀山湖地区跨省生态系统服务价值变化的不平衡。进一步分析 1984—2014 年淀山湖地区所在江苏省和上海市土地利用结构动态变化(图 5)得出,1984—2014 年,两地建筑用地扩张趋势截然不同,江苏省境内淀山湖地区的建筑用地增加幅度显著高于上海境内;同时段上海境内的林地比例均高于江苏省境内,且两者差值有增大趋势;对比 2014 年两者单项生态系统服务价值(图 6),除废物处理外,研究区上海境内单项 ESV 均高于江苏省境内,这与高达 15.97%的林地面积密不可分。因此,政府部门亟需加强环淀山湖地区省际合作,通过增加环湖涵养水林、城市绿地建设,提高建设用地集约利用水平,严格控制建设用地随意扩张,来改善跨省生态系统服务价值不平衡的现状。

进一步,本研究从自然和社会经济因素两方面讨论了影响研究区生态系统服务价值的驱动因素。自然因素包括气候、地理环境等因子,气候因子通过影响生态系统功能而改变生态系统服务^[42],地理环境如地形因子通过不同生态用地的地形梯度效应决定不同生态系统服务的提供^[43]。由于淀山湖地区地处太湖平原,地形平坦,因此本文主要探究气候因子对于生态系统服务价值的影响。通过获取国家气象科学数据,在 Arcgis 中进行克里金空间插值,得到淀山湖地区 1984—2014 年均温和年降水量,并将两者间的相关性进行回归分析(图 7)。结果表明,年均温呈显著增长趋势($r=0.86, R^2=0.65$),年降水量呈减少趋势($r=-0.27, R^2=0.04$),气候呈现的暖干化发展趋势可能导致水体面积萎缩^[44]。由于水体在水文调节和废物处理等调节服务中起重要作用,具有极高的生态系统服务价值系数,因此在 1984—2006 年间,以水体为主要土地利用类型的研究区生态系统服务价值随着水体面积减少而下降。

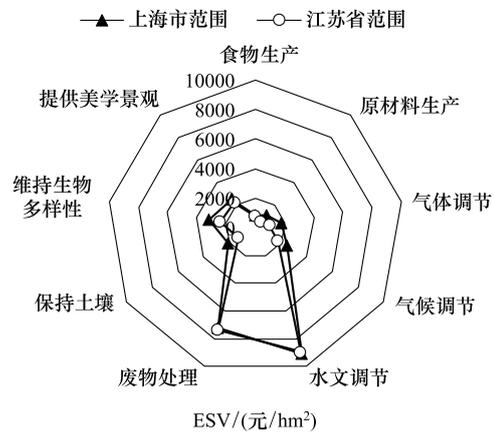


图 6 2014 年淀山湖地区所在省市级行政区(江苏、上海)各单项地均 ESV 结构分布图

Fig.6 Structure of components of ESV per unit area in Jiangsu and Shanghai region of Dianshan Lake area in 2014

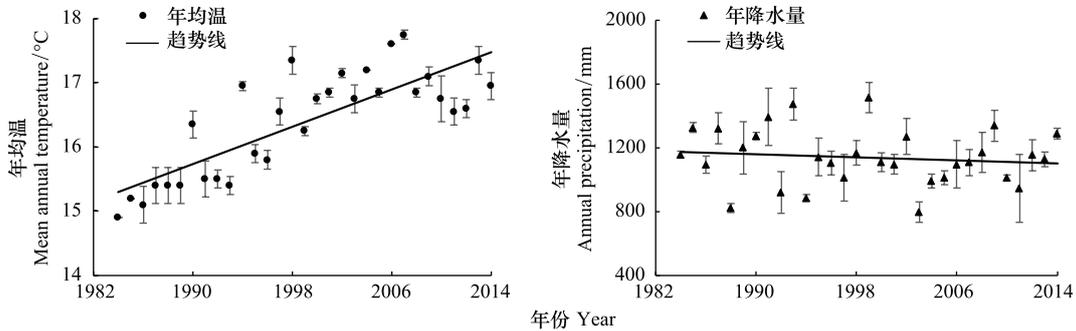


图 7 淀山湖地区年均气温变化和年降水量变化

Fig.7 The curves of mean annual temperature and annual precipitation in Dianshan Lake area

以研究区各镇不同年份的人口、经济等因素为基础,对数据进行标准化处理^[45],采用 Pearson 相关系数计算生态系统服务价值和社会经济因素之间的相关性(表 7)。结果表明,淀山湖地区生态系统服务价值与人口密度呈极显著负相关,说明人口激增会导致 ESV 下降。这主要是由于人口的大量增加使建筑用地需求增加,促使其他土地利用类型向建筑用地转移,特别是 ESV 系数较高的水体、林地、草地和耕地;另外,人口激增使食品和原材料的需求增加,并增加废弃污染物的排放,最终导致 ESV 的降低。结果还表明,淀山湖地区生态系统服务价值与生产总值(GDP)呈显著正相关,说明在如退耕还林还草、黄浦江上游水源地保护等环保政策开展的前提下,经济发展和生态系统服务提升可以并行。

表 7 淀山湖地区社会经济指标与区域生态系统服务价值相关性分析
Table 7 Correlation analysis of social economic indicators and regional ESV in Dianshan Lake area

	相关系数/显著性 Correlation coefficient Pearson's <i>r</i> /P-value			
	生产总值 GDP	人均生产总值 Capita GDP	人口数量 Population	人口密度 Population density
生态系统服务价值 ESV	0.449* / 0.016	0.369/ 0.053	0.146/ 0.458	-0.641** /0.000

驱动力分析表明,生态系统服务价值和宏观经济运行水平可以协同提升。淀山湖地区作为黄浦江上游重要水源保护地,水体保护关系到下游千万人口的饮用水安全。该地区随着人口的增长,多项供给、调节服务需求会持续增加。因此提高林地覆盖、保护耕地与水域面积对于淀山湖地区的中长期发展是十分重要的。林地作为水体潜在污染物的“汇”,其重要性不可忽视。因此对于林地为主的生态系统服务类型区,要推进公益林建设,重点加强绿化和农田林网建设,加强对天然林资源的保护;对于耕地为主的生态系统服务类型区,要推广种植绿肥轮休耕作制度,鼓励使用有机肥;对于水体为主的生态系统服务类型区,要提高污水收集、处理能力,严格限制氮、磷排放企业进入本区域,建立水质实时监测网络预防富营养化。此外,要加强省际合作,深化跨区域联防联控,实现生态环境持续优化、基础设施全面改善,使淀山湖地区逐步进入保护与发展相互促进的可持续发展轨道。

5 结论

本文结合研究区实际情况,校正生态系统服务价值当量因子,从时间和空间两个尺度估算淀山湖地区生态系统服务价值,探讨了研究区生态服务价值对土地利用变化的响应变化与驱动因子,主要结论如下:

(1)1984—2014 年,淀山湖地区土地利用/覆被变化明显。淀山湖地区林地面积和建筑用地面总体呈增加趋势,而耕地面积和水体面积呈下降趋势。ESV 结果显示,1984—2014 期间水体 ESV 减少了 2.15 亿元,耕地的 ESV 减少了 2.41 亿元,林地的 ESV 增加了 2.50 亿元。各土地利用类型 ESV 敏感性指数均小于 1,说明研究区生态系统服务价值是缺乏弹性的。

(2)在乡镇尺度,淀山湖地区各镇生态系统服务价值均呈现先减小后增加的趋势,仅朱家角镇和锦溪镇生态系统服务价值呈现净增长;在省市级尺度,江苏省境内的总土地单位面积 ESV 减少,而上海市境内的总土地单位面积 ESV 增加,跨区域联防联控需要进一步深化。

(3)驱动因素表明,自然因素和社会经济因素均对生态系统服务价值产生影响,人口密度、区域总产值与生态系统服务价值存在显著相关性。保护与发展相互促进下,生态系统服务价值和宏观经济运行可以协同提升。

参考文献 (References):

- [1] Daily G C. Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems. Washington DC: Island Press, 1997: 49-68.
- [2] Byrd K B, Flint L E, Alvarez P, Casey C F, Sleeter B M, Soulard C E, Flint A L, Sohl T L. Integrated climate and land use change scenarios for California rangeland ecosystem services: wildlife habitat, soil carbon, and water supply. *Landscape Ecology*, 2015, 30(4): 729-750.
- [3] Darvill R, Lindo Z. The inclusion of stakeholders and cultural ecosystem services in land management trade-off decisions using an ecosystem services approach. *Landscape Ecology*, 2016, 31(3): 533-545.
- [4] Schuch G, Serrao-Neumann S, Morgan E, Choy D L. Water in the city: green open spaces, land use planning and flood management - an Australian case study. *Land Use Policy*, 2017, 63: 539-550.
- [5] Ogden F L, Stallard R F. Land use effects on ecosystem service provisioning in tropical watersheds, still an important unsolved problem. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2013, 110(52): E5037-E5037.
- [6] Tolessa T, Senbeta F, Kidane M. The impact of land use/land cover change on ecosystem services in the central highlands of Ethiopia. *Ecosystem Services*, 2017, 23: 47-54.
- [7] Brahma B, Pathak K, Lal R, Kurmi B, Das M, Nath P C, Nath A J, Das A K. Ecosystem carbon sequestration through restoration of degraded

- lands in Northeast India. *Land Degradation & Development*, 2018, 29(1): 15-25.
- [8] Langerwisch F, Václavík T, von Bloh W, Vetter T, Thonicke K. Combined effects of climate and land-use change on the provision of ecosystem services in rice agro-ecosystems. *Environmental Research Letters*, 2018, 13(1): 015003.
- [9] Hill M J, Biggs J, Thornhill I, Briers R A, Gledhill D G, White J C, Wood P J, Hassall C. Urban ponds as an aquatic biodiversity resource in modified landscapes. *Global Change Biology*, 2016, 23(3): 986-999.
- [10] Weiner C N, Werner M, Linsenmair K E, Bluthgen N. Land-use impacts on plant-pollinator networks: interaction strength and specialization predict pollinator declines. *Ecology*, 2014, 95(2): 466-474.
- [11] Moser D, Dullinger S, Mang T, Hülber K, Essl F, Frank T, Hulme P E, Grabherr G, Pascher K. Changes in plant life-form, pollination syndrome and breeding system at a regional scale promoted by land use intensity. *Diversity and Distributions*, 2015, 21(11): 1319-1328.
- [12] Millennium Ecosystem Assessment (MEA). *Ecosystems and Human Well-Being: Current State and Trends*. Washington, DC: Island Press, 2005.
- [13] Förster J, Barkmann J, Fricke R, Hotes S, Kleyer M, Kobbe S, Kübler D, Rumbaur C, Siegmund-Schultze M, Seppelt R, Settele J, Spangenberg J H, Tekken V, Václavík T, Wittmer H. Assessing ecosystem services for informing land-use decisions: a problem-oriented approach. *Ecology and Society*, 2015, 20(3): 31.
- [14] Yi H C, Güneralp B, Filippi A M, Kreuter U P, Güneralp I. Impacts of land change on ecosystem services in the San Antonio river basin, Texas, from 1984 to 2010. *Ecological Economics*, 2017, 135: 125-135.
- [15] de Groot R, Brander L, van der Ploeg S, Costanza R, Bernard F, Braat L, Christie M, Crossman N, Ghermandi A, Hein L, Hussain S, Kumar P, McVittie A, Portela R, Rodriguez L C, ten Brink P, van Beukering P. Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosystem Services*, 2012, 1(1): 50-61.
- [16] Arowolo A O, Deng X Z, Olatunji O A, Obayelu A E. Assessing changes in the value of ecosystem services in response to land-use/land-cover dynamics in Nigeria. *Science of the Total Environment*, 2018, 636: 597-609.
- [17] Richardson L, Loomis J, Kroeger T, Casey F. The role of benefit transfer in ecosystem service valuation. *Ecological Economics*, 2015, 115: 51-58.
- [18] Costanza R, d'Arge R, de Groot R, Farber S, Grasso M, Hannon B, Limburg K, Naeem 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. *Nature*, 1997, 387(6630): 253-260.
- [19] Costanza R, de Groot R, Sutton P, van der Ploeg S, Anderson S J, Kubiszewski I, Farber S, Turner R K. Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*, 2014, 26: 152-158.
- [20] 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.
- [21] 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. *长江流域资源与环境*, 2015, 24(5): 798-808.
- [22] 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. *Applied Geography*, 2012, 35(1/2): 316-326.
- [23] 李哲, 张飞, Kung H T, 张月, 井云清. 1998—2014 年艾比湖湿地自然保护区生态系统服务价值及其时空变异. *生态学报*, 2017, 37(15): 4984-4997.
- [24] 刘海, 殷杰, 林苗, 陈晓玲. 基于 GIS 的鄱阳湖流域生态系统服务价值结构变化研究. *生态学报*, 2017, 37(8): 2575-2587.
- [25] 魏慧, 赵文武, 张骁, 王新志. 基于土地利用变化的区域生态系统服务价值评价——以山东省德州市为例. *生态学报*, 2017, 37(11): 3830-3839.
- [26] 陈阳, 张建军, 杜国明, 付梅臣, 刘凌露. 三江平原北部生态系统服务价值的时空演变. *生态学报*, 2015, 35(18): 6157-6164.
- [27] 王航, 秦奋, 朱筠, 张传才. 土地利用及景观格局演变对生态系统服务价值的影响. *生态学报*, 2017, 37(4): 1286-1296.
- [28] 国家发展改革委, 住房城乡建设部. 国家发展改革委关于印发长江三角洲城市群发展规划的通知. (2016-06-01) [2018-06-28]. http://www.ndrc.gov.cn/zcfb/zcfbghwb/201606/t20160603_806390.html.
- [29] 冯永玖, 韩震. 基于遥感的黄浦江沿岸土地利用时空演化特征分析. *国土资源遥感*, 2010, (2): 91-96.
- [30] 徐涵, 潘磊, 葛幼松. 水源保护区生态补偿机制的探讨——以上海市淀山湖地区为例. *辽宁农业科学*, 2015, (2): 58-61.
- [31] 宋开山, 刘殿伟, 王宗明, 张柏, 金翠, 李方, 刘焕军. 1954 年以来三江平原土地利用变化及驱动力. *地理学报*, 2008, 63(1): 93-104.
- [32] 刘纪远, 布和敖斯尔. 中国土地利用变化现代过程时空特征的研究——基于卫星遥感数据. *第四纪研究*, 2000, 20(3): 229-239.
- [33] 谢高地, 鲁春霞, 冷允法, 郑度, 李双成. 青藏高原生态资产的价值评估. *自然资源学报*, 2003, 18(2): 189-196.
- [34] 谢高地, 甄霖, 鲁春霞, 肖玉, 陈操. 一个基于专家知识的生态系统服务价值化方法. *自然资源学报*, 2008, 23(5): 911-919.
- [35] Kreuter U P, Harris H G, Matlock M D, Lacey R E. Change in ecosystem service values in the San Antonio area, Texas. *Ecological Economics*, 2001, 39(3): 333-346.
- [36] 周艳, 黄贤金, 徐国良, 李建豹. 长三角城市土地扩张与人口增长耦合态势及其驱动机制. *地理研究*, 2016, 35(2): 313-324.
- [37] 上海市人民政府. 上海市人民政府关于修改《上海市黄浦江上游水源保护条例实施细则》的决定. *新法规月刊*, 1996, (9): 39-41.

- [38] Zhang Z M, Gao J F, Gao Y N. The influences of land use changes on the value of ecosystem services in Chaohu Lake Basin, China. *Environmental Earth Sciences*, 2015, 74(1): 385-395.
- [39] 徐昔保, 陈爽, 杨桂山. 长三角地区 1995—2007 年生态资产时空变化. *生态学报*, 2012, 32(24): 7667-7675.
- [40] Li C, Zheng H, Li S Z, Chen X S, Li J, Zeng W H, Liang Y C, Polasky S, Feldman M W, Ruckelshaus M, Ouyang Z Y, Daily G C. Impacts of conservation and human development policy across stakeholders and scales. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2015, 112(24): 7396-7401.
- [41] Nelson E, Mendoza G, Regetz J, Polasky S, Tallis H, Cameron D R, Chan K M A, Daily G C, Goldstein J, Kareiva P M, Lonsdorf E, Naidoo R, Ricketts T H, Shaw M R. Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2009, 7(1): 4-11.
- [42] Zhu Z C, Piao S L, Myneni R B, Huang M T, Zeng Z Z, Canadell J G, Ciais P, Sitch S, Friedlingstein P, Arneeth A, Cao C X, Cheng L, Kato E, Koven C, Li Y, Lian X, Liu Y W, Liu R G, Mao J F, Pan Y Z, Peng S S, Peñuelas J, Poulter B, Pugh T A M, Stocker B D, Viivy N, Wang X H, Wang Y P, Xiao Z Q, Yang H, Zaehle S, Zeng N. Greening of the Earth and its drivers. *Nature Climate Change*, 2016, 6(8): 791-795.
- [43] 戴云哲, 李江风. 洞庭湖区生态用地生态服务价值时空演化的地形梯度效应. *水土保持研究*, 2018, 25(3): 197-204.
- [44] 王敏, 冯相昭, 吴良, 郭群, 朱秋睿, 田春秀. 气候变化背景下典型草原自然保护区生态系统服务价值评估. *中国沙漠*, 2015, 35(6): 1700-1707.
- [45] 赵志刚, 王凯荣, 谢小立. 江西省农业可持续发展的生态安全评价. *生态与农村环境学报*, 2012, 28(3): 225-230.