

# 快速城镇化地区镇域生态用地变化模拟 及其生态系统服务价值响应<sup>①</sup>

夏 敏<sup>1</sup>, 张子红<sup>1</sup>, 赵炳梓<sup>2</sup>, 文 博<sup>1</sup>, 刘敬杰<sup>1</sup>

(1 南京农业大学公共管理学院, 南京 210095; 2 封丘农业生态国家实验站, 土壤与农业可持续发展国家重点实验室  
(中国科学院南京土壤研究所), 南京 210008)

**摘 要:** 工业化和城镇化快速发展区域生态用地变化剧烈, 研究小尺度区域生态用地及生态系统服务价值变化并预测其未来发展趋势, 可以为生态用地保护及土地利用规划提供参考。以宜兴市官林镇为研究区, 基于高分辨率遥感影像研究其 2009—2015 年生态用地变化, 采用 Logistic 回归模型分析变化的影响因素, 利用 CA-Markov 模型模拟研究区 2021 年和 2024 年生态用地变化, 在此基础上测算其生态系统服务价值响应。结果表明: 2009—2015 年, 官林镇生态用地面积呈持续减少趋势。生态用地变化的主要影响因素包括高程、GDP、人口密度和到河流的距离, 随着时间的推移, 自然因素对生态用地空间分布的影响逐渐减弱, 社会经济因素和区位因素成为最主要的影响因素。2015—2024 年生态用地呈迅速减少趋势, 其中水田的面积减少最多, 9 年间净减少 358.25 hm<sup>2</sup>; 而养殖水面呈高速增加趋势, 年均增长 24.23 hm<sup>2</sup>, 总体增加了 16.97%; 生态用地主要转移去向为养殖水面、旱地、工业用地和交通用地。2009—2024 年生态系统服务价值持续减少, 与水体和耕地变化密切相关。研究结果可为官林镇土地利用规划决策提供依据, 同时对保护镇域生态用地和强化生态系统服务具有现实的指导意义。

**关键词:** 镇域; 生态用地; 变化模拟; 生态系统服务价值

**中图分类号:** F301.24 **文献标识码:** A

生态用地是城镇生态系统的重要组成部分, 具有十分重要的生态服务功能<sup>[1]</sup>。随着城镇化进程的快速发展, 城镇建设用地快速扩张, 大量的生态用地受到侵占, 造成了资源短缺、环境污染、生态恶化等诸多问题<sup>[2]</sup>。同时, 生态用地的变化改变了生态系统的结构, 进而影响其生态系统服务功能<sup>[3]</sup>。2017 年中央一号文件提出促进城乡发展由过度依赖资源消耗, 向追求绿色生态可持续发展的方向转变, 针对生态用地演变的科学定量分析及其与生态系统服务价值之间响应关系的研究, 不仅能够丰富城镇生态安全空间策略的研究, 促进城镇生态安全格局的形成<sup>[4]</sup>, 也有利于其向绿色生态可持续发展的方向发展。

近年来, 众多学者对生态用地时空变化及其驱动机制等方面进行了定性或定量的研究<sup>[5-6]</sup>, 对生态系统服务价值的研究则主要涉及内涵、功能、评估方法等方面<sup>[7-8]</sup>, 进行生态用地时空变化模拟及其生态系统服务价值响应的研究尚不多见。且相关研究主要集中在

区域或城市尺度<sup>[5, 9-11]</sup>, 乡镇尺度的研究较少, 作为城市与农村的重要节点, 乡镇是农村城镇化的载体, 对区域经济社会发展具有重要作用, 因此, 有必要深入分析乡镇尺度典型区域生态用地变化及其与生态系统服务价值之间的关系。

苏南地区是快速城镇化的典型地区, 随着城镇化的不断提速, 生态用地受到破坏, 生态服务质量开始下降。本文以快速城镇化地区的宜兴市官林镇为例, 采用高分辨率的快鸟卫星遥感影像数据, 基于面向对象的解译方法获得土地利用数据, 应用 Logistic 回归模型分析生态用地变化的影响因素, 获取 CA 的转换规则, 运用 CA-Markov 耦合模型模拟镇域生态用地未来变化, 进而测算生态用地变化引起的生态系统服务价值响应, 分析两者之间的关系, 以期为研究区生态用地保护、生态系统服务强化以及生态优先的村镇土地利用规划编制提供决策支持。

**基金项目:** 国家自然科学基金项目(41271311), 2016 教育部人文社会科学研究一般项目(16YJAZH064), 中国科学院流域地理学重点实验室开放基金项目(WSGS2015008)和中央高校基本科研业务费人文社科基金项目(SK2016024)资助。

**作者简介:** 夏敏(1971—), 女, 南京人, 博士, 副教授, 主要从事土地利用与规划、土地信息技术等研究。E-mail: xm@njau.edu.cn

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区概况

官林镇是宜兴市西北部的区域性中心,地处中国经济发展最具活力的长三角中心地带,全镇总面积 124 km<sup>2</sup>,2015 年完成 GDP 206.10 亿元,主要经济指标连续十几年名列宜兴市第一。全镇常住人口 8.96 万人,辖 18 个行政村和 2 个社区居委。镇域内水资源丰富,且濒临太湖,水产养殖是其一大特色。近十年来,官林镇城市化率从 36.5% 提高到 41%,城市化进程不断加速。作为全国重点镇、无锡市规划卫星小城市和宜兴市新兴生态型工贸重镇,维持良好的生态环境、保护生态用地成为官林镇城镇建设的重要命题。

### 1.2 生态用地概念界定

目前为止,学术界并没有提出严格意义上统一、标准的生态用地概念<sup>[12]</sup>。本文参照龙花楼等<sup>[12]</sup>、Chen 等<sup>[13]</sup>、陈爽等<sup>[11]</sup>学者对生态用地概念的界定,从广义性和生态效益的角度考虑,将生态用地定义为:除建设性用地以外,能够发挥环境调节和生物保育等生态服务功能,且具有一定的自我调节、修复、维持和发展能力,对保护和稳定区域生态系统具有重要作用的土地。因此将旱地、水田、园地、林地、草地、养殖水面、水域(包括河流水面、坑塘水面、湖泊水面和内陆滩涂)和未利用地等 8 种类型划分为生态用地。

### 1.3 数据来源与处理

本文选用官林镇 2009 年 9 月 4 日、2012 年 10 月 19 日和 2015 年 9 月 9 日 3 期快鸟卫星遥感影像,空间分辨率为 2.44 m。采用二次多项式法进行几何精校正,实现 3 个图像数据间的配准,纠正误差控制在 0.5 个像元,基于面向对象的解译方法划分土地利用类型;从土地利用类型图中提取农村居民点、交用地(包括公路用地和农村道路)、河流、建制镇和工业用地并单独成层,利用 ArcGIS 的 Euclidean Distance 工具计算到农村居民点、道路、河流、村镇中心和工业用地距离等区位因子;高程、坡度数据通过数字高程 DEM 提取;研究区人口和 GDP 数据来源于官林镇统计年鉴。最后将所有数据栅格化,并按照统一的研究区范围、坐标系统和栅格分辨率进行处理。为消除各数据间的量纲影响,采用极差标准化公式进行归一化处理,将其转换为[0, 1]之间的数据。

### 1.4 研究方法

#### 1.4.1 生态用地变化影响因素分析 Logistic 回归

模型主要进行因变量为二值分类变量(0 或 1)或多值分类变量的回归分析,是在一个因变量和多个自变量之间形成多元回归关系,从而预测某一事件的发生概率<sup>[14]</sup>。本文综合考虑自然、社会经济和区位等影响因素,运用 Logistic 回归模型对每一个栅格出现某一地类的概率进行诊断,筛选出对土地利用变化影响较为显著的因素及其定量关系<sup>[15]</sup>,据此获取 CA 的转换规则。其公式为

$$\log\left(\frac{P_i}{1-P_i}\right) = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + \cdots + \beta_n X_n \quad (1)$$

式中: $P_i$ 是每个栅格可能出现某一土地利用类型*i*的概率; $X$ 是各影响因素; $\beta_0$ 是常数项; $\beta_i$ 是 Logistic 回归的回归系数,用于确定各影响因素之间定量关系和作用的大小,通常用发生比率(odds ratio, OR)来解释,回归系数  $\beta_i > 0$  表示在其他变量保持不变的条件下,发生比率随对应自变量的增加而增加,相反,当回归系数  $\beta_i < 0$  时,说明发生比率随对应自变量的增加而减少<sup>[16]</sup>。发生比率用回归系数  $\beta_i$  的以 *e* 为底的自然幂指数  $\exp(\beta_i)$  来表示,是衡量解释变量对因变量影响程度的重要指标。

回归结果通常可采用 ROC(relative operating characteristic,相对工作特征)曲线进行验证,当 ROC 值大于 0.7 时,自变量对因变量具有较好的解释能力,模拟结果可以采用,反之则模拟效果不好<sup>[17]</sup>。本文利用 IDRISI 软件中的 Logistic 模块计算回归系数  $\beta$ 、发生比率 OR 和 ROC 值。

参考已有研究,本文选取了自然、社会经济和区位 3 个方面 9 个影响因素(表 1),考虑到官林镇是工业大镇,增加了到工业用地距离这一因素;到道路距离在已有研究中通常指到公路距离,本文针对研究区为镇域的特点,增加了到农村道路距离。将这些影响因素的栅格化图层导入到 IDRISI 软件中,利用 Logistic 模块对官林镇 2009—2012 年和 2012—2015 年生态用地变化的影响因素进行回归分析,筛选出影响显著的因子,为元胞自动机提供转换规则。

表 1 生态用地变化影响因素  
Table 1 Influential factors of ecological land change

自然因素	社会经济因素	区位因素
高程	人均 GDP	到农村居民点的距离
坡度	人口密度	到道路的距离
		到河流的距离
		到村镇中心的距离
		到工业用地的距离

**1.4.2 生态用地变化模拟** Markov 模型是基于马尔可夫链,根据事件目前的状况预测其将来某一时刻变动状况的预测方法<sup>[18]</sup>。但 Markov 模型难以预测空间格局的变化,而 CA 模型是时间、空间、状态都离散的动力学模型,具有模拟复杂系统时空演变的能力<sup>[19]</sup>。所以将二者有机结合,既提高了生态用地类型转化的预测精度,又可以有效模拟生态用地空间格局的变化<sup>[14, 20]</sup>。本文在 IDRISI 中利用 CA-Markov 模型进行生态用地变化模拟的具体步骤如下:

1) 数据转换。以 2009、2012 和 2015 年 3 期数据为基础,在 ArcGIS 中进行栅格化处理后转换成 ASCII 格式,然后导入到 IDRISI 中转换成 RST 格式文件。为了保证模拟的准确性,所有数据均设置为 3 m×3 m 的栅格。

2) Markov 预测。利用 Markov 模块将土地利用类型图叠加,比例误差设置为 0.15,得到 2009—2012 年和 2012—2015 年的土地利用转移概率矩阵和转移面积矩阵。

3) 空间分布概率适宜性图集。利用 Logistic 模块,以各类生态用地作为因变量,对其影响较大的因素作为自变量,进行回归分析,得到 2012 年各类生态用地的适宜性图。然后用 collection editor 工具将各适宜性图组合成空间分布概率适宜性图集。由于短时间内高程和坡度因子变化很小,因此因子图层可以沿用,而 GDP、人口及区位因子变化较大,需要根据 2015 年的数据进行更新,生成新的生态用地适宜性图集。

4) 确定循环次数并进行模拟。1 个元胞周围 5×5 个元胞组成的空间对该元胞状态的改变影响最为显著,因此本文用 5×5 滤波器来定义邻居。首先,

以 2012 年为基期年,代入 2009—2012 年的土地利用转移矩阵和 2012 年土地利用适宜性图集,循环次数设为 3,预测 2015 年的生态用地空间分布图。然后,以 2015 年数据为基础,代入 2012—2015 年的土地利用转移矩阵和 2015 年土地利用适宜性图集,考虑到 CA-Markov 模型的特点和为土地利用规划提供参考的需要,将循环次数分别设置为 6 和 9,预测官林镇 2021 年和 2024 年生态用地变化情况。

**1.4.3 生态用地系统服务价值评估** 自 1997 年 Daily<sup>[21]</sup>及 Costanza 等<sup>[22]</sup>对全球生态系统服务功能进行评估以来,生态系统服务价值评估成为国内外学者研究的热点。谢高地等<sup>[23-24]</sup>、欧阳志云等<sup>[8]</sup>结合中国实际情况,在 Costanza 等提出的评价模型基础上进行修正,得到了中国陆地生态系统服务价值系数,此后众多学者<sup>[10, 25-27]</sup>对流域、城市、湿地、土壤等不同生态系统服务价值进行了评估。本文参考 Costanza 等<sup>[22]</sup>和谢高地等<sup>[23]</sup>的研究成果,结合官林镇的实际情况,采取谢高地等人 2007 年修订的中国陆地生态系统生态服务价值当量因子表<sup>[24]</sup>,计算出研究区生态服务价值系数(表 2)。生态服务价值系数=生态系统服务价值当量×全国平均粮食单产市场价值/7。

生态系统服务价值的计算公式为

$$ESV = \sum (A_i \times VC_i)$$
 (2)

式中:ESV 为研究区生态系统总服务价值(元), $A_i$  为研究区第  $i$  种土地利用类型面积( $\text{hm}^2$ ), $VC_i$  为研究区第  $i$  种土地利用类型的生态服务价值系数(元/ $\text{hm}^2$ )。在计算过程中,耕地(水田、旱地)、林地、草地、水体(水域和养殖水面)和未利用地分别对应农田、森林、草地、湖泊和荒漠生态服务价值系数,园地取农田和森林生态系统服务价值的平均,而非生态用地不计算其生态系统服务价值。

表 2 各生态用地类型生态服务价值系数  
Table 2 Value coefficient of ecosystem service for each ecological land type

生态用地类型	耕地	水体	园地	林地	草地	未利用地
生态服务价值系数(元/ $\text{hm}^2$ )	7 372.60	42 322.43	16 807.65	26 242.71	10 890.91	1 297.20

2 结果与分析

2.1 生态用地变化分析

基于面向对象的解译方法划分了建制镇、农村居民点、工业用地、林地、草地、园地、水田、旱地、养殖水面、河流水面、坑塘水面、湖泊水面、内陆滩涂、公路用地、农村道路和未利用地等 16 种土地利用类型,采用同期土地利用现状调查资料和典型区域野外抽样调查的方法,对解译的 3 期影像数据进行精

度检验,分类结果精度均在 90% 以上,符合研究精度要求。据此分析研究区生态用地数量和结构变化情况(图 1)。

官林镇生态用地数量变化情况见图 1。总体上来看,2009—2015 年,官林镇生态用地面积呈持续减少趋势,2009—2012 年生态用地面积从 91.93  $\text{km}^2$  减少到 89.93  $\text{km}^2$ ,共减少 2.00  $\text{km}^2$ ;2012—2015 年生态用地面积从 89.93  $\text{km}^2$  减少到 89.71  $\text{km}^2$ ,共减少 0.22  $\text{km}^2$ 。从各生态用地类型来看,水域和未利用地

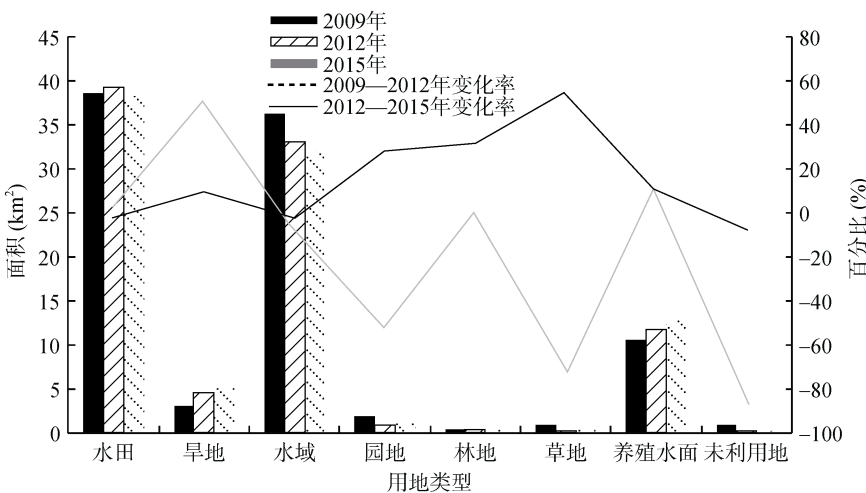


图 1 2009—2015 年官林镇各类生态用地面积变化

Fig. 1 Area changes of different ecological land types in Guanlin town from 2006 to 2012

持续减少,后 3 年变化率均小于前 3 年变化率,减少趋缓;园地和草地面积先减少后增加,总体呈减少趋势;水田面积先减少后增加,但增加面积小于减少的面积;2009—2015 年,水域在各类生态用地中面积减少最多,共减少了 4.33 km<sup>2</sup>;旱地和养殖水面则持续增加,但后 3 年变化率皆低于前 3 年变化率,增加趋势有所减缓,养殖水面在各类生态用地中面积增加最多,共增加了 36.43%;林地面积也呈逐年增加趋势,增长较缓。

利用 IDRISI 的 Markov 模块,得到官林镇 2009—2012 年和 2012—2015 年的生态用地转移面积矩阵(表 3),并对生态用地变化的方向进行定量分析。2009—2012 年,面积转出最多的是水域,净转出

表 3 2009—2012 年和 2012—2015 年官林镇生态用地转移面积矩阵(hm<sup>2</sup>)

Table 3 Area transition matrices of ecological land types in Guanlin town from 2009 to 2012 and from 2012 to 2015

年份	用地类型	水田	旱地	水域	园地	林地	草地	养殖水面	未利用地	居住用地	工业用地	交通用地	转出总计
2009—2012	水田	3 474.32	92.37	49.19	10.06	0.03	1.52	5.66	0.22	32.48	134.97	52.00	378.50
	旱地	39.99	222.32	10.86	2.06	0.35	0.18	1.04	0.01	15.35	6.51	4.09	80.44
	水域	157.41	33.57	3 036.03	1.72	0.04	5.00	260.40	0.87	28.46	54.18	36.79	578.44
	园地	23.77	50.66	1.60	55.09	0.63	0.26	0.00	0.00	13.55	26.48	5.41	122.36
	林地	0.33	1.22	0.17	0.30	26.75	0.00	0.00	0.00	0.06	0.66	0.52	3.26
	草地	21.49	8.74	7.94	0.39	0.00	3.70	0.00	6.13	8.33	16.84	3.07	72.93
	养殖水面	4.35	0.94	136.99	0.00	0.00	0.00	905.21	0.00	4.78	1.59	3.95	152.60
	未利用地	14.12	3.53	0.87	1.36	0.00	0.01	0.00	2.03	3.25	51.78	3.81	78.73
	居住用地	48.09	25.41	22.43	4.12	1.97	1.11	0.11	0.00	1 297.42	23.33	12.06	138.63
	工业用地	113.95	15.16	34.91	7.89	0.32	8.35	0.00	0.81	69.95	1 120.71	15.78	267.12
2012—2015	交通用地	15.97	3.60	2.86	0.91	0.12	0.68	0.41	0.00	13.86	15.98	329.01	54.39
	转入总计	439.47	235.20	267.82	28.81	3.46	17.11	267.62	8.04	190.07	332.32	137.48	
	净转出	-60.97	-154.76	310.62	93.55	-0.20	55.82	-115.02	70.69	-51.44	-65.20	-83.09	
	水田	2 643.75	241.97	650.97	23.73	1.05	12.91	18.63	4.27	119.72	88.32	108.47	1 270.04
	旱地	235.11	60.00	61.15	6.51	0.99	0.59	6.11	0.08	43.38	20.76	22.84	398.52
	水域	489.69	92.70	2 136.56	5.93	1.90	1.53	326.82	0.63	128.72	83.41	35.96	1 167.29
	园地	24.85	2.74	3.79	27.90	1.79	0.14	0.38	0.00	4.76	6.75	10.80	56.00
	林地	0.30	0.06	0.05	0.03	28.84	0.00	0.00	0.00	0.02	0.28	0.63	1.37
	草地	3.79	4.47	2.26	0.00	0.00	4.48	0.20	0.00	0.55	4.42	0.64	16.33
	养殖水面	42.59	7.15	201.26	0.70	0.37	0.00	916.89	0.00	1.21	0.67	1.99	255.94
	未利用地	1.32	0.39	0.25	0.00	0.00	2.80	0.00	2.91	0.00	0.69	0.78	7.16
	居住用地	132.21	27.72	57.62	5.06	0.18	2.72	2.15	0.24	1141.15	65.53	52.91	346.34
	工业用地	61.32	30.87	27.32	15.03	2.32	4.49	2.22	0.54	70.74	1183.37	54.81	269.66
	交通用地	184.89	29.25	40.14	21.99	2.00	1.72	11.44	0.46	57.84	66.80	49.96	416.53
	转入总计	1 176.07	437.32	1 044.81	78.98	10.60	27.83	367.95	6.22	426.94	337.63	289.83	
	净转出	93.97	-39.80	122.48	-23.08	-9.23	-11.50	-112.01	0.94	-80.60	-67.97	126.70	

578.44 hm<sup>2</sup>, 主要转移去向是养殖水面; 其次是水田, 主要转出为工业用地和旱地; 此外, 园地、草地和未利用地的面积均有减少, 主要转变为工业用地、水田和居住用地; 面积转入最多的是水田, 共转入 439.47 hm<sup>2</sup>, 主要来源于水域; 林地的面积变化较少。2012—2015 年, 面积转出最多的是水田, 共转出 1 270.04 hm<sup>2</sup>, 主要转移去向是水域和旱地; 其次是水域, 主要转出为水田和养殖水面; 面积转入最多的也是水田,

主要由水域转入; 园地、林地和草地的面积稍有增加, 而未利用地进一步减少。前后两个时段面积增加最多的生态用地类型均为养殖水面和旱地主要来源于水田和水域。

## 2.2 变化影响因素分析

Logistic 回归分析结果见表 4, ROC 值均在 0.80 以上, 表明分析结果良好, 所选影响因素能较为准确地解释各类生态用地的空间分布。

表 4 2009—2012 年和 2012—2015 年生态用地空间变化的 Logistic 回归结果  
Table 4 Results of logistic regression of spatial variation of ecological land types from 2009 to 2012 and from 2012 to 2015

年份	用地类型	ROC	回归系数和发生比率									
				A	B	C	D	E	F	G	H	I
2009—2012	水田	0.85	$\beta$	-0.303	-0.136	-0.452	-0.140	-0.333	0.059	0.670	0.086	-0.083
			OR	0.739	0.873	0.636	0.869	0.717	1.061	1.954	1.090	0.920
	旱地	0.80	$\beta$	-0.288	-0.74	-2.125	-0.012	-0.198	0.047	0.385	0.063	-0.019
			OR	0.750	0.477	0.119	0.988	0.820	1.048	1.470	1.065	0.981
	水域	0.88	$\beta$	-0.334	-0.026	-0.999	-0.251	0.075	-0.074	0.239	-0.155	-0.140
			OR	0.716	0.974	0.368	0.778	1.078	0.929	1.270	0.856	0.869
	园地	0.83	$\beta$	0.754	0.374	-0.656	-0.140	-0.036	-0.008	0.388	0.044	-0.477
			OR	2.125	1.454	0.519	0.869	0.965	0.992	1.474	1.045	0.621
	林地	0.98	$\beta$	1.108	0.281	-7.131	-1.838	1.020	-0.275	0.626	-0.064	-0.383
			OR	3.028	1.324	0.001	0.159	2.773	0.760	1.870	0.938	0.682
	草地	0.94	$\beta$	1.462	0.638	-0.864	-0.755	-0.118	-0.083	0.424	-0.075	-0.743
			OR	4.315	1.893	0.421	0.470	0.889	0.920	1.528	0.928	0.476
	养殖水面	0.94	$\beta$	-0.698	-0.413	3.509	0.508	0.178	0.144	0.222	0.038	0.177
			OR	0.498	0.662	33.415	1.662	1.195	1.155	1.249	1.039	1.194
	未利用地	0.90	$\beta$	0.644	0.793	-0.163	-0.265	-0.247	-0.516	0.395	0.022	-0.499
			OR	1.904	2.210	0.850	0.767	0.781	0.597	1.484	1.022	0.607
2012—2015	水田	0.86	$\beta$	-0.143	-0.288	-0.297	-0.145	-0.359	0.079	0.628	0.097	-0.256
			OR	0.867	0.750	0.743	0.865	0.698	1.082	1.874	1.102	0.774
	旱地	0.82	$\beta$	-0.459	-0.237	-0.258	-0.105	-0.507	0.062	0.379	0.067	-0.077
			OR	0.632	0.789	0.773	0.900	0.602	1.064	1.461	1.069	0.926
	水域	0.86	$\beta$	-0.084	-0.059	-0.182	-0.090	0.045	-0.073	0.365	-0.131	-0.063
			OR	0.919	0.943	0.834	0.914	1.046	0.930	1.441	0.877	0.939
	园地	0.85	$\beta$	0.864	0.13	-0.258	-0.031	-0.088	-0.070	0.229	0.057	-1.099
			OR	2.373	1.139	0.773	0.969	0.916	0.932	1.257	1.059	0.333
	林地	0.97	$\beta$	-1.505	-0.622	-0.582	-0.179	0.976	-0.283	0.883	0.087	0.355
			OR	0.222	0.537	0.559	0.836	2.654	0.754	2.418	1.091	1.426
	草地	0.86	$\beta$	0.713	1.006	-0.056	-0.387	-0.088	-0.197	0.220	-0.105	-0.285
			OR	2.040	2.735	0.946	0.679	0.916	0.821	1.246	0.900	0.752
	养殖水面	0.95	$\beta$	-0.328	-0.147	0.085	0.653	0.304	0.077	0.402	0.052	0.192
			OR	0.720	0.863	1.089	1.921	1.355	1.080	1.495	1.053	1.212
	未利用地	0.92	$\beta$	1.514	0.342	-0.180	-0.182	-0.363	-0.560	0.163	-0.070	-0.944
			OR	4.545	1.408	0.835	0.834	0.696	0.571	1.177	0.932	0.389

注: A: DEM; B: 坡度; C: 人均 GDP; D: 人口密度; E: 到农村居民点的距离; F: 到工业用地的距离; G: 到河流的距离; H: 到村镇中心的距离; I: 到道路的距离。

前后两个时段水田和旱地的变化主要受高程、GDP、到农村居民点和到河流距离的影响，由发生比率可知，到河流距离的影响最大。水田和旱地多分布在海拔较低，GDP 较低，距河流较远和距农村居民点较近的区域。其中海拔较低的地区有利于耕作，而 GDP 较高的地区，建设用地的需求大，占用水田和旱地的情况严重。此外，农民一般选择距离居住地较近的地方进行耕作，而距河流较近的水田多转变为鱼塘。

前 3 年水域的变化主要受 GDP、高程和人口密度的影响，后 3 年主要受 GDP、到河流和到村镇中心的距离影响，由发生比率可知，两个时段到河流距离对水域的分布影响最大。随着经济的发展，人口增多，城镇面积不断扩大，工业生产、居民生活以及公路、引水渠和发电站等基础设施的扩建使水资源利用规模化，不仅耗水量加大，还大量挤占了河流、坑塘等水域用地。因此，水域多分布在 GDP 较低、人口密度较小、距河流较近和村镇中心较远的地方。

前 3 年林地变化主要的影响因素为 GDP、人口密度和高程，后 3 年为高程、到农村居民点和到河流的距离，根据发生比率可知，两个时段对林地分布影响最大的因素分别为高程和到河流的距离。GDP 和人口密度的回归系数为负值，说明林地多分布在 GDP 较低、人口较少的区域，而高程、到农村居民点和到河流距离对林地的分布有着积极的作用。海拔越低，林地的砍伐成本越小，越易被破坏。GDP 较低、距离农村居民点较远的地方，人口较少，林地受保护的力度小，更易被建设用地侵占。

根据表 4 中的回归系数和发生比率可知，前 3 年养殖水面变化主要与 GDP、高程和人口密度有关，后 3 年主要和人口密度、高程、到河流和农村居民点距离有关，其中 GDP 和人口密度的影响最大。养殖水面受到 GDP、人口密度、到河流和农村居民点的

距离的正影响，而高程与其分布呈负相关。海拔较低、距河流较近的水域易发展为养殖水面。此外，由于养殖业需要大量的劳动力，一般距农村居民点较近。

前后两个阶段影响园地、草地和未利用地变化的主要影响因素为高程、坡度、到工业用地和到道路的距离，其中对园地影响最大的因素是高程和到河流的距离，对草地和未利用地影响最大的是高程和坡度。高程、坡度的回归系数为正，说明这 3 种地类多分布在海拔较高、坡度较陡的区域。到工业用地和道路距离的回归系数为负值，说明距离道路和工业用地较近的地方，3 种地类分布较少。距道路越近，越容易到达，被破坏的可能性越大；距工业用地越近，越易被占用。

总体上看，2009—2012 年和 2012—2015 年生态用地变化的主要影响因素为：高程、GDP、人口密度和到河流的距离。比较表 4 中两个时段各影响因素回归系数和发生比率的大小，可以直观地看出，随着时间的推移，自然因素对生态用地空间变化的影响逐渐减弱，社会经济因素和区位因素成为最主要的影响因素。

2.3 生态用地变化预测

采用 CA-Markov 模型首先模拟 2015 年生态用地变化，由于官林镇的面积不大，故采用全数检验法对模拟结果进行精度验证。将 2015 年生态用地模拟结果与 2015 年生态用地的实际解译结果进行求差栅格运算，前后一致的区域求差后地类编码属性值为 0，将值为 0 的栅格数除以研究区栅格总数，得到模拟精度为 90.25%，表明该结果可信度较高，可用于生态用地变化的模拟研究。据此，考虑到为官林镇未来土地利用规划和生态用地保护的需要，对其 2021 年和 2024 年各类生态用地变化进行模拟，结果见表 5 和图 2。

表 5 基于 CA-Markov 预测的官林镇各类生态用地面积及比重表  
Table 5 Areas and proportions of ecological land types based on CA-Markov prediction in Guanlin town

生态用地类型	2015 年现状		2015 年预测		2021 年预测		2024 年预测	
	面积(km <sup>2</sup> )	比例(%)	面积(km <sup>2</sup> )	比例(%)	面积(km <sup>2</sup> )	比例(%)	面积(km <sup>2</sup> )	比例(%)
水田	38.20	30.81	38.45	31.01	36.07	29.09	34.62	27.92
旱地	4.97	4.01	4.32	3.48	5.71	4.61	6.77	5.46
水域	31.81	25.66	33.28	26.84	31.29	25.23	28.76	23.19
园地	1.07	0.86	0.98	0.79	0.80	0.64	0.68	0.55
林地	0.39	0.32	0.37	0.30	0.44	0.35	0.40	0.32
草地	0.32	0.26	0.34	0.27	0.40	0.33	0.34	0.12
养殖水面	12.85	10.36	12.73	10.27	13.43	10.83	15.03	12.12
未利用地	0.09	0.07	0.59	0.48	0.08	0.06	0.05	0.04



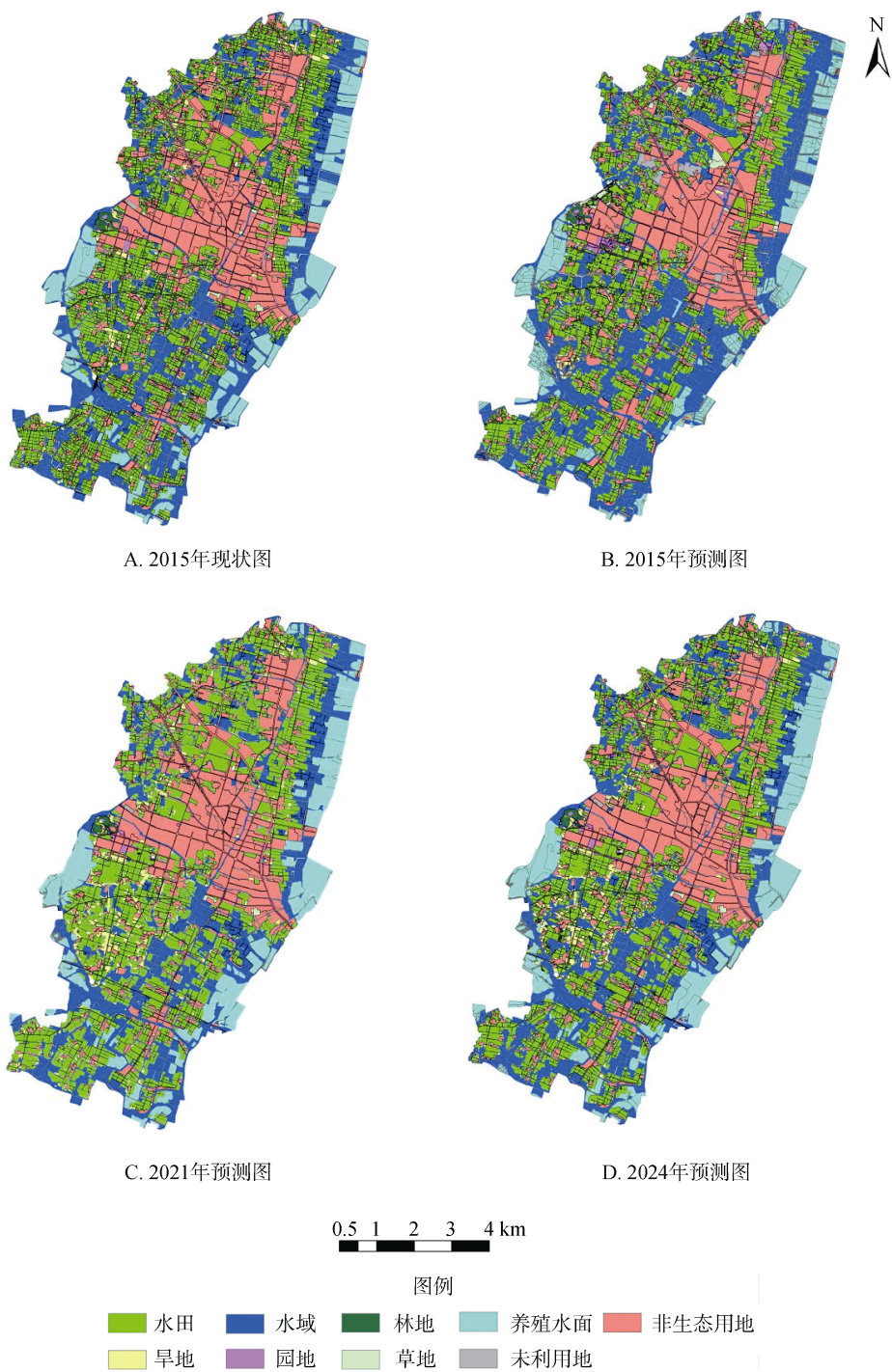


图 2 官林镇 2015、2021 和 2024 年生态用地预测图  
Fig. 2 Spatial distribution maps of ecological land of Guanlin town

由预测结果可知,官林镇生态用地仍呈迅速减少趋势。2015 年、2021 年和 2024 年生态用地总面积分别为 89.70、88.22 和 86.65 km<sup>2</sup>,9 年间共减少 305.00 hm<sup>2</sup>。各生态用地类型中,水田占整个区域的比例最大,面积减少最多,且呈持续减少趋势,2015—2021 年和 2021—2024 年净减少面积分别为 213.18 hm<sup>2</sup>和 145.07 hm<sup>2</sup>,减少去向主要是旱地和工

业用地,可见今后耕地保护任务依然艰巨。面积减少其次的是水域,主要转变为养殖水面,2015—2024 年共减少 305.21 hm<sup>2</sup>,且减少趋势增强。园地和未利用地均持续减少,9 年间净减少面积分别为 39.32 hm<sup>2</sup>和 3.93 hm<sup>2</sup>,未利用地主要转变为工业用地,全镇基本再无大面积的地块可供开发利用;园地的减少主要是由于周边交通用地及其他建设用地

的占用。草地和林地的面积先增后减,总体呈增加趋势,分别增加了 2.43 hm<sup>2</sup>和 1.10 hm<sup>2</sup>。旱地和养殖水面面积则不断增加,其中养殖水面的增长幅度最大,从 2015 年到 2024 年增加了 218.05 hm<sup>2</sup>,年均增长 24.23 hm<sup>2</sup>,增长幅度为 16.97%,主要由河流水系两侧并紧邻原有养殖水面的水域或水田转化而来;其次,由于官林镇东部濒临湖泊的水域优势条件,该区内大量坑塘转变为养殖水面。2015—2021 年和 2021—2024 年,旱地分别增加了 14.89% 和 18.56%,主要来源于水田。

总体上看,镇中心周围及主要河流、道路两侧的生态用地极易被侵占,该区域内被占用的生态用地主要有水田、水域、园地和未利用地等,这是由于社会经济发展和城镇化的不断加速,推动了住宅、工业商服与交通运输等产业的建设,从而加快了建设用地扩张所致。继续保持此趋势,官林镇生态环境与经济发展的矛盾将更加突出。因此,应合理协调建设用地扩

长和生态用地保护之间的关系。

2.4 生态系统服务价值对生态用地变化的响应

依据官林镇 3 期土地利用数据及预测数据,结合不同地类的生态服务价值系数(表 2),对官林镇生态用地变化引起的生态系统服务价值变化进行测算(表 6)。结果表明:2009—2015 年,官林镇生态系统服务总值呈逐年减少趋势,共减少 906.74 万元,主要由水体面积的减少所致。2015—2024 年,官林镇生态服务总值呈逐年减少趋势,共减少 566.73 万元。其中,耕地总面积减少了 178.00 hm<sup>2</sup>,生态服务价值减少了 131.23 万元;水体总面积减少了 87.16 hm<sup>2</sup>,生态服务价值损失了 368.90 万元,虽然水体减少的面积比耕地少,但由于其单位生态服务价值较大,故而引起的生态服务价值损失较大;园地和未利用地总面积分别减少了 39.32 hm<sup>2</sup>和 3.93 hm<sup>2</sup>,生态服务价值减少了 66.09 万元和 0.51 万元;林地、草地总面积分别增加了 1.10 hm<sup>2</sup>和 2.43 hm<sup>2</sup>,生态服务价值增加了 2.88 万元和 2.65 万元。

表 6 官林镇 2009—2024 年生态系统服务价值变化  
Table 6 Changes of ecosystem service values in Guanlin Town in different periods from 2009 to 2024

用地类型	2009 年		2012 年		2015 年		2021 年		2024 年	
	ESV(万元)	比例(%)	ESV(万元)	比例(%)	ESV(万元)	比例(%)	ESV(万元)	比例(%)	ESV(万元)	比例(%)
耕地	3 063.75	13.14	3 222.80	14.38	3 182.75	14.21	3 080.46	13.81	3 051.52	13.98
水体	19 774.22	84.84	18 946.39	84.53	18 901.20	84.37	18 924.59	84.87	18 532.30	84.87
园地	298.25	1.28	141.02	0.63	179.84	0.80	133.71	0.60	113.75	0.52
林地	78.74	0.34	79.27	0.35	102.35	0.46	115.29	0.52	105.23	0.48
草地	83.46	0.36	22.67	0.10	34.85	0.16	43.97	0.20	37.50	0.17
未利用地	10.48	0.04	1.31	0.01	1.17	0.01	1.09	0.00	0.66	0.00
总值	23 308.90	100	22 413.45	100	22 402.16	100	22 299.09	100	21 835.43	100

2015—2024 年,官林镇生态系统服务主要由水体和耕地两种地类提供,其中水体对生态系统服务价值的贡献率最大,占总生态服务价值的 84% 以上,耕地占 13% 以上。9 年间,水体和耕地服务价值减少量分别占总服务价值减少量的 65.09% 和 23.16%,说明水体和耕地对研究区总服务价值变化的影响最大。园地和未利用地服务价值减少量分别占总量的 11.66% 和 0.09%。而林地和草地由于面积的增加,服务价值总体上呈增加趋势,虽然林地、草地的单位面积生态服务价值较高,但其占官林镇总面积的比重很小,故对总生态服务价值的影响不大。总之,随着城镇化进程的不断加快,非生态用地扩张迅速,导致了生态服务价值的减少,为此适时控制非生态用地发展,加强对水体和耕地的保护,应该成为官林镇生态优先的土地利用规划的重点。

3 结论

生态用地变化模拟研究以保护人类赖以生存的生态空间为核心目的,保证生态用地结构功能的连续型与完整性为目的<sup>[28-29]</sup>。在此基础上开展乡镇尺度的生态用地规划管理研究不仅能够有效引导最为基础的村镇土地利用规划的编制与实施,直接为土地管理部门提供生态用地规划管理依据,而且通过强化乡镇尺度生态用地保护,以点带面地实现区域社会、经济与生态可持续发展。为此,本文以快速城镇化的宜兴市官林镇为例,采用高精度遥感影像解译数据分析了研究区 2009—2015 年生态用地的变化特征与趋势,通过 Logistic 回归分析其影响因素,利用 CA-Markov 模型模拟 2021 年和 2024 年生态用地的变化,进而探讨研究区生态用地变化和生态系统服务价值的响应,



结果表明：

1) 2009—2015 年，官林镇生态用地面积呈持续减少趋势，其中，水田面积先增加后减少，水域和未利用地面积逐年减少，园地和草地面积先减少后增加，总体呈减少趋势，旱地、养殖水面和林地面积则持续增加。生态用地变化的影响因素主要为高程、GDP、人口密度和到河流的距离，且随着时间的推移，自然因素对生态用地变化的影响逐渐减弱，社会经济因素和区位因素成为最主要的影响因素。

2) 生态用地变化模拟结果显示 2015—2024 年，官林镇生态用地变化剧烈，呈迅速缩减趋势。从 2015 年到 2024 年生态用地总面积共减少 305.00 hm<sup>2</sup>，占官林镇总面积的 2.46%。其中，水田的面积减少最多，主要转移去向为旱地和工业用地；水域、园地和未利用地面积持续减少；草地和林地面积先增后减，总体呈增加趋势；而养殖水面和旱地保持高速增长趋势，其中增长幅度最大的是养殖水面。生态用地主要转移去向为养殖水面、旱地、工业用地和交通用地。

3) 对生态系统服务价值变化的研究表明，2009—2024 年，官林镇生态系统服务价值呈逐年减少趋势。2009—2015 年和 2015—2024 年总服务价值分别减少了 906.74 万元和 566.73 万元，减少趋缓。水体和耕地对研究区总体服务价值变化的影响最大，其次是园地和未利用地；林地和草地服务价值总体呈增加趋势。

本文基于面向对象的解译方法获得土地利用数据，在分析生态用地变化影响因素的基础上对镇域生态用地未来变化进行模拟，并分析了其生态服务价值响应，解译和模拟精度均超过 90%，研究成果可信度较高，对指导乡镇尺度土地利用、促进生态环境可持续发展具有重要参考意义。但仍然存在不足之处：首先，由于政策因素难以量化，本文进行生态用地影响因素分析时，仅从镇域尺度考虑选取了相关的自然、社会经济和区位因素，后续研究中应积极探索能够综合考虑政策因素的分析模型；其次，由于可获取的高精度影像时段较短，在开展生态用地变化分析时可能未充分把握生态用地变化的特征和规律，未来将对该区域开展持续性的研究，以更为准确地剖析该地区生态用地变化趋势。

参考文献：

[1] 李锋, 叶亚平, 宋博文, 等. 城市生态用地的空间结构及其生态系统服务动态演变——以常州市为例[J]. 生态学报, 2011, 31(19): 5623–5631

- [2] 陈利顶, 孙然好, 刘海莲. 城市景观格局演变的生态环境效应研究进展[J]. 生态学报, 2013, 33(4): 1042–1050
- [3] 常上, 李珊珊, 宋豫秦. 张家口市生态服务价值对土地利用变化的响应[J]. 北京大学学报(自然科学版), 2015, 51(6): 1149–1156
- [4] 周锐, 胡远满, 王新军, 等. 快速城镇化地区生态用地演变及驱动力分析[J]. 长江流域资源与环境, 2015, 24(6): 1012–1020
- [5] 谢花林. 基于 logistic 回归模型的区域生态用地演变影响因素分析——以京津冀地区为例[J]. 资源科学, 2011, 31(11): 2063–2070
- [6] 刘芳, 张红旗. 塔里木盆地生态用地分类及其时空变化研究[J]. 资源科学, 2016, 38(5): 825–836
- [7] 谢高地, 鲁春霞, 成升魁. 全球生态系统服务价值评估研究进展[J]. 资源科学, 2001, 23(6): 5–9
- [8] 欧阳志云, 王效科, 苗鸿. 中国陆地生态系统服务功能及其生态经济价值的初步研究[J]. 生态学报, 1999, 19(5): 19–25
- [9] 周飞, 陈士银, 钟来元, 等. 区域土地利用与生态系统服务价值变化研究——以广东省湛江市为例[J]. 土壤, 2008, 40(5): 847–851
- [10] Rall E L, Haase D. Creative intervention in a dynamic city: A sustainability assessment of an interim use strategy for brownfields in Leipzig, Germany[J]. Landscape & Urban Planning, 2011, 100(3): 189–201
- [11] 陈爽, 刘云霞, 彭立华. 城市生态空间演变规律及调控机制——以南京市为例[J]. 生态学报, 2008, 28(5): 2270–2278
- [12] 龙花楼, 刘永强, 李婷婷, 等. 生态用地分类初步研究[J]. 生态环境学报, 2015, 24(1): 1–7
- [13] Chen L, Tang L, Ren Y, et al. Ecological land classification: A quantitative classification and ordination of forest communities adjacent to a rapidly expanding urban area in southeast coastal China[J]. Acta Ecologica Sinica, 2015, 35(2): 46–51
- [14] 崔敬涛. 基于 Logistic-CA-Markov 模型的临沂市土地利用变化模拟预测研究[D]. 南京: 南京大学, 2014
- [15] 吴莉, 侯西勇, 徐新良, 等. 山东沿海地区土地利用和景观格局变化[J]. 农业工程学报, 2013, 29(5): 207–216
- [16] Al-Sharif A A A, Pradhan B. Monitoring and predicting land use change in Tripoli Metropolitan City using an integrated Markov chain and cellular automata models in GIS[J]. Arabian Journal of Geosciences, 2013, 7(10): 4291–4301
- [17] 邓欧, 李亦秋, 冯仲科, 等. 基于空间 Logistic 的模型与火险区划林火风险[J]. 农业工程学报, 2012, 28(8): 200–205
- [18] Guan D J, Gao W J, Watari K, et al. Land use change of Kitakyushu based on landscape ecology and Markov model[J]. Journal of Geographical Sciences, 2008, 18(4): 455–468
- [19] 汤君友, 杨桂山. 试论元胞自动机模型与 LUCC 时空模拟[J]. 土壤, 2003, 35(6): 456–460, 480

- [20] 杨娟, 王昌全, 夏建国, 等. 基于元胞自动机的土地利用空间规划辅助研究——以眉山市东坡区为例[J]. 土壤学报, 2010, 47(5): 847–856
- [21] Daily G C. Nature's service: Societal dependence on natural ecosystems[M]. Washington: Island Press, 1997
- [22] Costanza R, D'Arge R, Groot R, et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital[J]. Nature, 1997, 387: 253–260
- [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
- [24] 谢高地, 甄霖, 鲁春霞, 等. 一个基于专家知识的生态系统服务价值化方法[J]. 自然资源学报, 2008, 23(5): 911–919
- [25] Yang W, Chang J, Xu B, et al. Ecosystem service value assessment for constructed wetlands: A case study in Hangzhou, China[J]. Ecological Economics, 2013, 68(1): 116–125
- [26] 吴连喜. 20 年巢湖流域土地利用变化及生态服务功能价值分析[J]. 土壤, 2009, 41(6): 986–991
- [27] 吴绍华, 虞燕娜, 朱江, 等. 土壤生态系统服务的概念、量化及其对城市化的响应[J]. 土壤学报, 2015, 52(5): 970–978
- [28] 刘洋, 蒙吉军, 朱利凯. 区域生态安全格局研究进展[J]. 生态学报, 2010, 30(24): 6980–6989
- [29] 马克明, 傅伯杰, 黎晓亚, 等. 区域生态安全格局: 概念与理论基础[J]. 生态学报, 2004, 24(4): 761–768

## Simulation of Ecological Land Changes and Corresponding Ecosystem Service Values in Rapid Urbanization Area

XIA Min<sup>1</sup>, ZHANG Zihong<sup>1</sup>, ZHAO Bingzi<sup>2</sup>, WEN Bo<sup>1</sup>, LIU Jingjie<sup>1</sup>

(1 College of Public Administration, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China; 2 State Experimental Station of Agro-Ecosystem in Fengqiu & State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China)

**Abstract:** Regional ecological land has changed dramatically with the rapid development of industrialization and urbanization. It is essential to study and predict the changes of ecological land and the corresponding ecosystem service value on a small scale in order to provide reference for ecological land protection and land use planning. Taking Guanlin Town in Yixing City as the study area, the ecological land changes from 2009 to 2015 were studied based on high resolution remote sensing image, the influential factors were analyzed by Logistic Regression model, the changes of ecological land in 2021 and 2024 were simulated using CA-Markov model, then the corresponding ecosystem service values were calculated. The results were as follow: 1) Ecological land in Guanlin town decreased from 2009 to 2015, and the main influential factors were elevation, GDP, population density and the distance to river. The influences of natural factors on the changes of ecological land type were gradually weakened with time, while the roles of socio-economic and location factors were gradually intensified. 2) Ecological lands would decrease rapidly from 2015 to 2024, in which paddy field decreased mostly, decreased by 358.25 hm<sup>2</sup>, while aquaculture water increased rapidly, with an annual increase of 24.23 hm<sup>2</sup>, totally increased by 16.97%. Ecological lands mainly were transferred to aquaculture water, dryland, industrial land and traffic land. 3) The corresponding ecosystem service values decreased continuously from 2009 to 2024, significantly correlated with the changes of farmland and water body. The above results can provide reference for land use planning in Guanlin Town and has practical significance in protecting ecological land and in strengthening the ecosystem service as well.

**Key words:** Town scale; Ecological land; Change simulation; Ecosystem service value