

# 多情景下模拟城市群土地利用变化对 生态系统服务价值的影响 ——以长株潭城市群为例

欧阳晓 贺清云 朱翔<sup>1</sup>

(湖南师范大学 资源与环境科学学院, 中国湖南 长沙 410081)

**【摘要】:** 模拟城市群土地利用变化对生态系统服务价值的影响,对城市群土地利用规划和生态系统服务保护具有重要意义。以处于快速城市化进程中的长株潭城市群为研究对象,综合运用未来用地模拟模型和生态系统服务价值计算方法,模拟了基准、耕地保护及生态保护 3 种情景下长株潭城市群土地利用变化对生态系统服务价值的影响。结果表明:①1995—2015 年期间,城市群的建设用地面积呈增加趋势,其他土地利用类型呈减少趋势,导致生态系统服务价值呈下降趋势,其中影响生态系统服务价值的因素以可达性和地形等为主。②在基准情景、耕地保护情景和生态保护情景 3 种不同情景下,2030 年城市群的土地利用变化均表现为建设用地规模的增长幅度较大,分别增加 218km<sup>2</sup>、167km<sup>2</sup> 和 212km<sup>2</sup>,长沙县、株洲县和湘潭县将成为建设用地扩张的集聚区。③2030 年基准情景下各单项生态系统服务价值均下降较明显,但耕地保护情景和生态保护情景作为基准情景的补充和优化,能够提升生态系统服务价值。

**【关键词】:** 多情景 生态系统服务 土地利用变化 FLUS 模型 城市群

**【中图分类号】:** F291.1; F062.2 **【文献标志码】:** A **【文章编号】:** 1000-8462 (2020) 01-0093-10

生态系统服务 (Ecosystem Services, ESs) 是连接生态环境与人类活动的重要桥梁<sup>[1-3]</sup>。城市扩张是非城市用地转化为城市用地的土地利用变化过程<sup>[4]</sup>,促进了自然和半自然土地利用类型 (如林地和耕地) 向建设用地转化,改变了生态系统循环模式从而影响生态系统过程<sup>[5-7]</sup>,导致调节、供给和文化等方面生态系统服务价值 (Ecosystem Services Values, ESV) 出现损失<sup>[8-13]</sup>。因此,模拟城市群土地利用变化对 ESV 的影响对于促进区域可持续发展和提高城市人居环境质量具有重要意义<sup>[14-15]</sup>。

目前,国内外学者们从不同尺度对城市扩张如何影响 ESV 进行了探讨。例如,全球尺度下,Nelson 等模拟城市扩张对 ESV 的影响,发现城市扩张是导致物种可用生境和碳储存减少的主要因素<sup>[14]</sup>。国家尺度下,Eigenbrod 等分析 2006—2031 年英国在城市扩张影响下 ESV 的动态变化,发现碳储存和食物生产出现显著下降<sup>[11]</sup>。区域尺度下,Delphin 等模拟城市扩张对苏万尼河下游农村与森林相关 ESV 的影响,发现碳储存和木材体积均有不同程度的减少<sup>[10]</sup>。现有关于城市扩张与 ESV 二者关系的研究,主要集中在二者之间的相关性上,无法量化城市扩张所造成 ESV 的损失强度。其次,缺乏研究多情景下城市群土地利用变化对生态系统服务价值的影响,将会限制研究结果在政府制定土地利用规划中的实际参考价值。

**作者简介:** 欧阳晓 (1990-), 男, 湖南邵阳人, 博士研究生。主要研究方向为城市化过程及生态环境效应。  
E-mail: xiao.ouyang@foxmail.com。朱翔 (1955-), 男, 北京人, 教授, 博士生导师。主要研究方向为城市与区域规划。  
E-mail: zhuxiang882000@aliyun.com。  
**基金项目:** 国家社会科学基金重大项目 (18ZDA040)。

长株潭城市群的快速城市扩张模式加速了农村景观向城市景观的转变，导致城市群的景观格局和生态环境遭受严重的破坏，使得 ESV 显著下降。基于此，本研究以长株潭城市群为研究对象，针对城市群 ESV 的时空变化特征，运用未来用地模拟（Future Land Use Simulation, FLUS）模型对城市群土地利用变化进行模拟，解析其对 ESV 的影响，旨在解决：（1）城市群 ESV 具有怎样的时空变化特征；（2）土地利用变化如何对 ESV 产生影响；（3）不同情景的土地利用变化模拟下 ESV 如何发生变化。研究结果将为城市群可持续发展提供理论依据，并为制定城市群土地利用规划提供对策建议。

## 1 研究区概况

长株潭城市群是长江中游城市群的重要组成部分，是湖南省的政治、经济、文化中心，正处于快速的城市化、工业化发展阶段。1995—2015 年，城市群人口从 1237.61 万人增加到 1425.60 万人，涨幅达到 15.19%；国内生产总值（GDP）从 1172.60 亿元增加到 12548.34 亿元，涨幅达到 970.11%；建成区面积从 537.59km<sup>2</sup> 增加到 1013.36km<sup>2</sup>，涨幅达到增长 88.49%。参照相关规划和研究成果选取城市群都市区为本研究的实证研究区，包括长沙、株洲、湘潭三市的市区以及长沙县、株洲县、湘潭县<sup>[16-17]</sup>，如图 1。都市区的行政区划面积为 8629km<sup>2</sup>，2015 年末总人口为 823.68 万人，GDP 为 9175.78 亿元，建成区面积为 901.12km<sup>2</sup>，是整个城市群中建设用地扩张和生态环境变化最活跃的区域，能够更好地反映城市群土地利用变化对生态系统服务价值的影响。同时，根据最新的城市群发展规划、生态绿心保护区规划以及城市化水平，将该都市区分为三大功能区：城市化地区、正在城市化地区以及生态绿心保护区。

## 2 数据来源与研究方法

### 2.1 数据来源及处理

本研究采用的数据主要包括：（1）长株潭城市群土地利用数据，利用 1995 和 2015 年的 Landsat TM/ETM+遥感影像数据解译获得，参照国家土地利用现状分类标准和刘纪远<sup>[18]</sup>研究结果，将土地利用类型分为耕地、林地、草地、水域、建设用地和未利用地 6 个大类。并选取湖南省国土部门提供的 SPOT5 高分辨率遥感卫星影像，在 ENVI5.1 进行解译精度的验证，其中 6 种土地利用类型各选取了 200 个样本点，验证结果显示精度达到 91.3%，参照李艳忠<sup>[19]</sup>和 Eike<sup>[20]</sup>的研究结论，该解译精度可用于城市用地扩张研究。（2）1995 和 2015 年的人口密度和 GDP 密度等数据来源于 1996 和 2016 年长沙、株洲、湘潭 3 市的统计年鉴，综合土地利用数据和夜间灯光数据，将城市群的人口密度和 GDP 密度等统计数据转化为空间栅格数据，分辨率为 1km。其中，所采用的夜间灯光数据为 1995 年 DMSP/OLS 与 2015 年 NPP/VIIRS 数据，来源于 NOAA/NGDC 网站。（3）1995 年和 2015 年的空间驱动因素数据，包括：可达性因素、地形因素、生态保护因素以及耕地保护因素。可达性因素数据包括到各级道路的距离、到区县（市）中心的距离和到镇中心距离等，根据城市群交通规划图和城镇体系图进行矢量得到，距离数据是利用 Arc GIS 中的欧式距离模块计算得到；地形因素数据包括高程和坡度，高程数据来源于地理空间数据云，坡度数据是利用 Arc GIS 中的坡度模块计算得到；生态保护因素包括自然保护区、生态绿心保护区、风景名胜区、水库河流等水源地、城市公园等，来源于湖南省长株潭两型社会建设改革试验区领导协调委员会办公室，作为生态保护情景下的限制发展区域；耕地保护因素包括基本农田数据，来源于湖南省自然资源厅，作为耕地保护情景下的限制发展区域。以上所有数据通过 ArcGIS 处理成栅格数据，行列数为 3959×5691，分辨率为 30m，使其满足 FLUS 模型的数据格式。

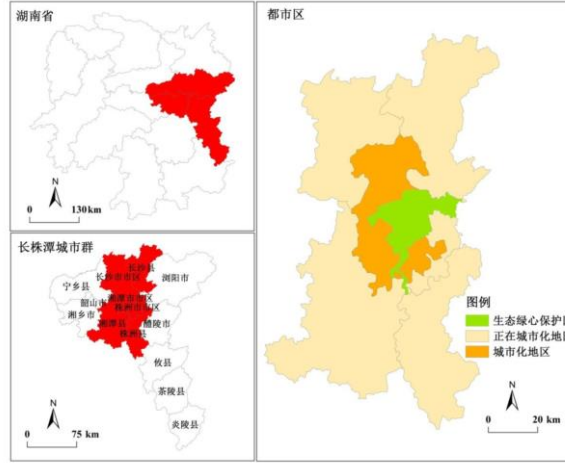


图 1 研究区

## 2. 2 研究方法

### 2. 2. 1 生态系统服务价值计算方法

本研究采用谢高地等<sup>[21]</sup>制定的单位面积 ESV 当量, 考虑到区域之间的差异性, 根据湖南省区域的 ESV 修正参数 (1.95)<sup>[22-25]</sup>, 制定了长株潭城市群不同地类单位面积的单项 ESV 系数表 (表 1), 根据表 1 按照 1km×1km 的网格尺度对研究区进行 ESV 计算。ESV 当量因子的价值量计算公式如下:

$$VC_k = \frac{1}{7} \times P \times \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n Q_i \quad (1)$$

式中:  $VC_k$  为 ESV 当量因子的价值量 (元 ·  $\text{hm}^2$  ·  $\text{a}^{-1}$ );  $P$  为全国平均粮食价格 (元 ·  $\text{kg}^{-1}$ );  $Q$  为研究区平均粮食产量 ( $\text{kg} \cdot \text{hm}^2$ );  $n$  为年份数。

生态系统服务价值计算公式如下:

$$ESV = \sum A_k \cdot VC_k \quad (2)$$

式中:  $ESV$  为生态系统服务价值;  $A_k$  是第  $k$  类土地利用类型的面积 ( $\text{hm}^2$ );  $VC_k$  为 ESV 当量因子的价值量 (元 ·  $\text{hm}^2$  ·  $\text{a}^{-1}$ )。

### 2. 2. 2 情景设定

为城市群更好地推进城市开发、耕地保护和生态保护之间的协调发展, 本研究设定了 3 种土地利用变化模拟的情景:

(1) 情景一: 基准情景。基准情景是城市群基于 1995—2015 年土地利用变化规律, 按照目前的城市化发展模式, 不设定各类型用地之间相互转换的限制条件以及未涉及政府和市场干预的变化情景, 是城市群土地利用变化模拟考虑其他约束条件的基

基础。

(2) 情景二：耕地保护情景。基本农田的质量和数量关系国家的粮食安全，因而土地利用变化模拟需要在基准情景下加入耕地保护的理念。对城市群的耕地进行保护，严格控制基本农田转为其他类型用地，以防止城市化进程中基本农田被其他用地侵占，从而控制基本农田的总量，为城市群在保护基本农田的前提下进行未来城市群区域规划提供参考。

表 1 各地类单位面积生态系统服务价值系数（元/hm<sup>2</sup>）

| 生态系统服务  | 耕地        | 林地         | 草地        | 水域         | 未利用地     |
|---------|-----------|------------|-----------|------------|----------|
| 气体交换    | 2773. 58  | 16641. 50  | 5778. 30  | 1964. 62   | 231. 13  |
| 气候调节    | 3736. 63  | 15678. 45  | 6009. 43  | 7935. 53   | 500. 79  |
| 水源涵养    | 2966. 19  | 15755. 50  | 5855. 34  | 72305. 78  | 269. 65  |
| 土壤形成与保护 | 5662. 73  | 15485. 84  | 8628. 93  | 1579. 40   | 654. 87  |
| 废物处理    | 5354. 56  | 6625. 78   | 5084. 90  | 57205. 16  | 1001. 57 |
| 生物多样性保护 | 3929. 24  | 17373. 42  | 7203. 61  | 13213. 04  | 1540. 88 |
| 食物生产    | 3852. 20  | 1271. 23   | 1656. 45  | 2041. 67   | 77. 04   |
| 原材料     | 1502. 36  | 11479. 55  | 1386. 79  | 1348. 27   | 154. 09  |
| 娱乐休闲    | 654. 87   | 8012. 57   | 3351. 41  | 17103. 77  | 924. 53  |
| 合计      | 30432. 38 | 108323. 85 | 44955. 17 | 174697. 25 | 5354. 56 |

(3) 情景三：生态保护情景。类似于耕地保护情景，在基准情景中加入生态保护的要素。生态保护区是综合考虑城市群生态系统结构和资源承载力等因素而划定的区域，防止城市群无序的扩张对生态环境造成破坏。因此，生态保护情景能够推进城市开发和生态保护之间的协调发展，从而实现城市群的空间高质量发展。

2. 2. 3FLUS 模型

(1) 模型介绍。FLUS 模型是集成系统动力学（System Dynamics, SD）和元胞自动机（Cellular Automata, CA）模型的优势，并加入人工神经网络（Artificial Neural Networks, ANN）模型和轮盘赌选择机制而构建的模型<sup>[26]</sup>，现有研究证明该模型能够根据自然、社会、经济等因素高精度地进行土地利用变化模拟<sup>[27-28]</sup>。该模型由三大模块构成：a) 利用 SD 模型“自上而下”地预测研究区土地利用变化的目标值；b) 基于 ANN 模型“自下而上”地计算各类型用地在研究区内像元上的出现概率；c) 利用前一个时间节点 SD 模型预测的土地利用变化的目标值输入 CA 模型中，结合限制发展因素，利用轮盘赌机制对土地利用变化进行模拟。

(2) 土地利用变化驱动因素选取。土地利用变化是社会、经济、自然等内外部因素的综合作用表现<sup>[29]</sup>。随着城市群的城市化和工业化的快速发展，土地利用变化除了受到自然因素的影响外，更多地受到社会经济和空间区位等驱动因素的复合驱动作用<sup>[30]</sup>。借鉴关于土地利用变化驱动因素的研究成果<sup>[29-32]</sup>，最终从地形、可达性以及社会经济方面选取了高程、坡度、人口密度、GDP 密度、到城市中心的距离、到不同道路的距离等 10 项驱动因素。

(3) 模拟过程。首先，运用 SD 模型对 2030 年城市群 3 种情景下土地利用变化的目标值进行预测。其次，运用 ANN 模型计算各类土地利用数据在研究区内像元上的出现概率，得到适宜性概率文件。然后，在 CA 模块中输入 SD 模型确定的各类土地利用变化的目标值、不同情景的限制扩张区域以及模拟参数（迭代次数、邻域值、成本矩阵等），得到 2030 年不同情景下土地利用变化的模拟结果。最后，利用 FLUS 模型中的精度验证模块进行检验。

(4)邻域权重参数设定。邻域权重参数是代表不同类型用地的扩张强度，用于反映各类型用地在内外部影响因子驱动下表现出来的扩张能力，参数范围为 0~1，越接近 1 代表该土地利用类型的扩张能力越强。由于驱动因素与各类型用地变化之间存在着复杂的关系，使得直接计算各类型用地的扩张强度存在难度，但各类型用地历史变化规律能够很好的体现各自扩张能力。因此，本研究选取 1995 和 2015 年的土地利用数据为基础，计算各类型用地的扩张强度。

$$X^* = \frac{X - \min}{\max - \min} \quad (3)$$

并对各类型用地的扩张强度进行无量纲化处理（式 3），使其位于 0~1 之间，基于此扩张强度的无量纲化在参数意义和数据格式方面均满足 FLUS 模型的要求（表 2）。

表 2 邻域权重参数

| 土地利用类型 | 水域   | 耕地   | 林地   | 草地   | 建设用地 | 未利用地 |
|--------|------|------|------|------|------|------|
| 邻域权重   | 0.39 | 0.62 | 0.51 | 0.43 | 1    | 0    |

(5)成本矩阵与限制扩张区域的设定。成本矩阵是代表各类型用地间的转换规则，用于反映各类型用地是否可以相互转换。当某种类型用地不允许转变为其他类型用地时，矩阵对应值为 0；允许转变时，矩阵对应值为 1。结合长株潭城市群土地利用类型变化的实际情况，随着经济水平和技术水平的提高，完全能将任何类型用地转换为建设用地，然而建设用地转换为其他类型用地难度和成本将较高，且实际情况很少发生，因此本研究设定建设用地不允许转变为其他类型用地。然而，水域、林地、耕地、草地以及未利用地之间是否允许相互转变无法直接判断，所以，在不同情景下的模型成本矩阵参数需要根据其限制条件进行设定（表 3）。

部分土地利用类型由于相关政策的要求，其利用方式基本要求保持不变，为最真实地反映不同情景的模拟过程，对耕地保护情景和生态保护情景分别设定限制发展区域。其中，耕地保护情景将区域内的基本农田区域进行掩模，设置为限制扩张区域，模拟过程中禁止基本农田与其他土地类型相互转化；生态保护情景将区域内的自然保护区、绿心保护区、风景名胜区、水库河流等水源地、城市公园等区域进行掩模，设置为限制扩张区域，模拟过程中禁止生态保护区向其他土地类型转化。

(6)精度验证。随着长株潭城市群城市化进程的加快，建设用地向长沙、株洲、湘潭 3 市市区的周边县（市）快速扩张，尤其是湘江新区和长沙南部新城等城市发展战略的实施，将促使城市群出现大规模的建设用地。SD 模型和 FLUS 模型从“自上而下”和“自下而上”的视角出发，综合考虑自然、经济和社会等影响因素以及基本农田和生态保护区等限制因素，以 1995 年土地利用数据为模拟基准数据，通过 FLUS 模型模拟得到 2015 年城市群土地利用情况，利用 Kappa 系数和 Fom 系数对模拟结果进行精度验证，得到 Kappa 值为 0.76，总体精度为 85.57%，Fom 值为 0.29，说明该模型模拟城市群土地利用变化精度较高，表明该模型具有可靠性和稳定性，可以用于模拟 2030 年城市群土地利用变化。

### 3 结果分析

#### 3.1 城市群土地利用变化对生态系统服务价值的影响

##### 3.1.1 城市群土地利用变化的时空特征

城市群的土地利用类型以林地为主，其次是耕地和建设用地，水域、草地和未利用地的面积占整个区域比例最小，如图 2a、图 2b。1995—2015 年，林地、耕地、草地等面积都在减少，其中林地和耕地的面积降幅最大，分别为 9.94%和 4.95%。建设用地面积出现大幅度增长，如图 2c, 2015 年城市群建设用地面积为 901.12km<sup>2</sup>，相较于 1995 年增长 151%，明显高于同期全国建设用地增长平均水平 27.24%<sup>[33]</sup>，其中建设用地扩张区域主要集中在城市群的城市化地区，说明长株潭城市群区域发展存在不均衡的问题。

3.1.2 城市群生态系统服务价值变化的时空特征

1995—2015 年，城市群各单项 ESV 均呈下降趋势，如图 3。其中，食物生产价值降幅最大，从 19.47×10<sup>8</sup> 元下降到 17.92×10<sup>8</sup> 元，降幅达到 7.94%。同期气体交换价值、气候调节价值、水源涵养价值、土壤形成与保护价值、废物处理价值、生物多样性保护价值、原材料价值以及娱乐休闲价值的降幅分别为 5.42%、5.38%、3.10%、5.95%、3.41%、5.18%、5.31%以及 3.90%。

由图 4 可以看出，各单项 ESV 变化的空间分布差异显著。在气体交换价值和气候调节价值方面，城市化地区表现较差，以减少为主；正在城市化地区和生态绿心保护区表现较好，以增长为主。在水源涵养价值方面，城市化地区表现较差，尤其是建设用地覆盖的区域是水源涵养下降的主要区域；正在城市化地区和生态绿心保护区表现较好。在土壤形成与保护价值与废物处理价值方面，城市化地区建设用地面积不断增加，土壤形成和保护价值与废物处理价值以减少为主。正在城市化地区和生态绿心保护区由于林地比率较高，土壤形成和保护价值与废物处理价值以增长为主；在食物生产价值和原材料价值方面，城市化地区的周边区域下降幅度较大，建设用地的扩张导致耕地面积的减少，降低了食物生产价值和原材料价值；在生物多样性保护价值与娱乐休闲价值方面，正在城市化地区和生态绿心保护区表现较好，以增长为主，因为林地、草地、水体等自然和半自然栖息地的比例很高，生境完整性和生态廊道连通性也高于城市化地区。城市化地区这两项服务价值表现较差，以下降为主。

表 3 情景模拟成本矩阵

| 2016—2030 | 基准情景 |    |    |    |      |      | 耕地保护情景 |    |    |    |      |      | 生态保护情景 |    |    |    |      |      |
|-----------|------|----|----|----|------|------|--------|----|----|----|------|------|--------|----|----|----|------|------|
|           |      |    |    |    |      |      | 景      |    |    |    |      |      | 景      |    |    |    |      |      |
|           | 水域   | 耕地 | 林地 | 草地 | 建设用地 | 未利用地 | 水域     | 耕地 | 林地 | 草地 | 建设用地 | 未利用地 | 水域     | 耕地 | 林地 | 草地 | 建设用地 | 未利用地 |
| 水域        | 1    | 1  | 1  | 1  | 1    | 1    | 1      | 0  | 0  | 1  | 1    | 1    | 1      | 0  | 0  | 0  | 0    | 0    |
| 耕地        | 0    | 1  | 1  | 1  | 1    | 1    | 0      | 1  | 0  | 0  | 0    | 0    | 0      | 1  | 0  | 0  | 1    | 1    |
| 林地        | 0    | 1  | 1  | 1  | 1    | 1    | 0      | 0  | 1  | 1  | 1    | 1    | 0      | 0  | 1  | 0  | 0    | 0    |
| 草地        | 1    | 1  | 1  | 1  | 1    | 1    | 1      | 0  | 1  | 1  | 1    | 1    | 0      | 0  | 0  | 1  | 0    | 0    |
| 建设用地      | 0    | 1  | 1  | 1  | 1    | 1    | 0      | 0  | 1  | 1  | 1    | 1    | 0      | 1  | 0  | 0  | 1    | 1    |
| 未利用地      | 0    | 1  | 1  | 1  | 1    | 1    | 1      | 0  | 1  | 1  | 1    | 1    | 0      | 1  | 0  | 0  | 1    | 1    |

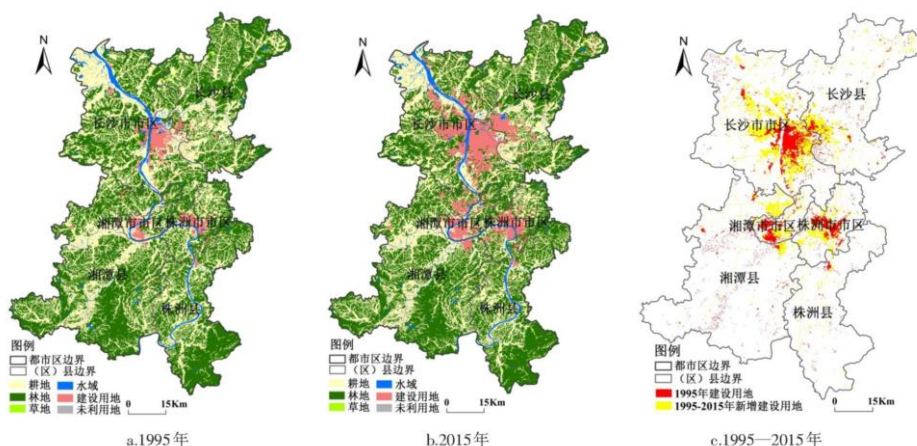


图 2 长株潭城市群土地利用现状

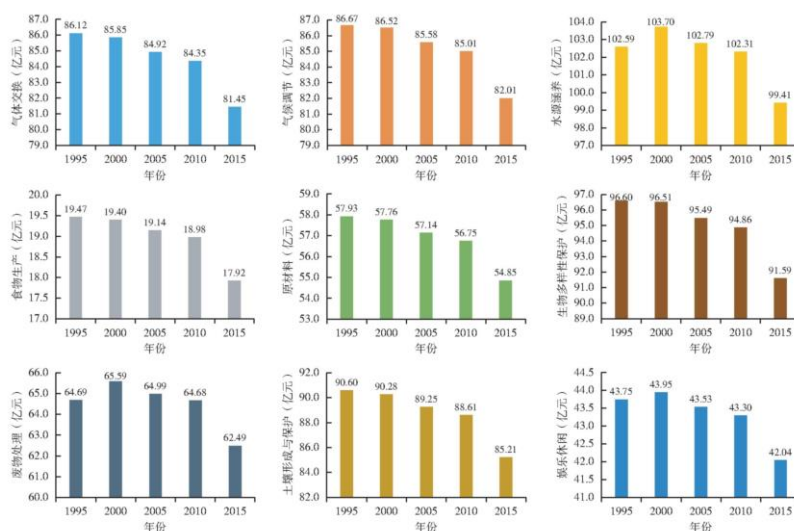


图 3 1995—2015 年期间长株潭城市群各单项 ESV 变化情况

### 3.1.3 生态系统服务价值的影响因素

通过相关性分析（表 4），可以反映城市群土地利用变化影响因素与各单项 ESV 之间的关系。结果表明，气体交换和气候调节与人口密度、到城市中心的距离、到道路的距离、坡度和高程显著相关，人口密度较低、远离城市中心、远离道路的区域，其价值往往较高。水源涵养主要与水体的距离和高程有关，远离高海拔地方，能提供较高的出水量。土壤形成与保护高价值区域分布在人口密度低、坡度平缓的区域，同时距离市中心较远。生物多样性保护和娱乐休闲高价值区域分布在靠近水体和人口密度低的区域。食物生产和原材料高价值区域分布在远离城市中心和道路的区域。

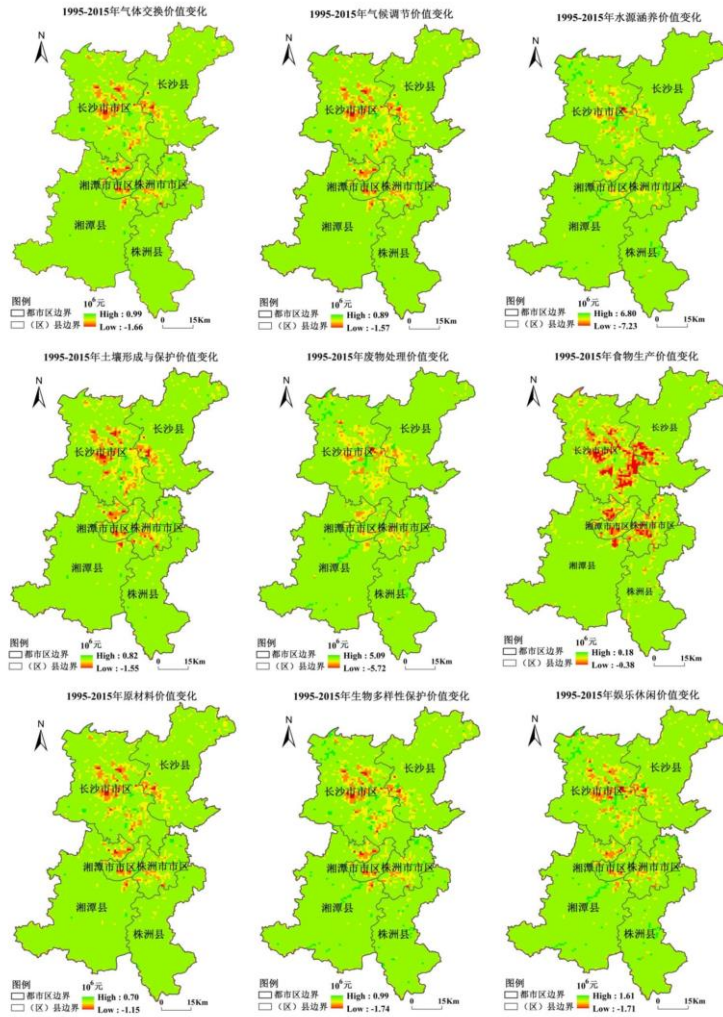


图 4 1995-2015 年期间各单项 ESV 变化的空间分布

表 4 城市群土地利用变化影响因素与各单项 ESV 的相关性分析

|         | 人口密度     | 到城市中心的距离 | 到道路的距离   | 到水体的距离   | 坡度       | 高程       |
|---------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| 气体交换    | -0.685** | 0.676**  | 0.624**  | -0.113   | 0.386**  | -0.247*  |
| 气候调节    | -0.647** | 0.688**  | 0.636**  | -0.107   | 0.402**  | -0.251*  |
| 水源涵养    | -0.212** | -0.002** | -0.125** | 0.580**  | -0.059   | 0.691*   |
| 土壤形成与保护 | 0.526**  | -0.374** | -0.329** | -0.103   | -0.289** | -0.082*  |
| 废物处理    | -0.321** | 0.409**  | 0.284    | 0.354    | -0.157   | -0.096   |
| 生物多样性保护 | -0.989** | 0.728**  | 0.583**  | -0.116** | 0.017**  | -0.101** |
| 食物生产    | -0.363** | 0.362**  | 0.297**  | -0.243** | -0.079   | -0.579** |
| 原材料     | -0.447** | 0.415**  | 0.275**  | -0.060** | -0.108   | -0.426** |
| 娱乐休闲    | -0.592** | 0.636**  | 0.578**  | -0.295** | 0.232**  | -0.296** |

注：\* $P < 0.05$ ; \*\* $P < 0.01$ 。

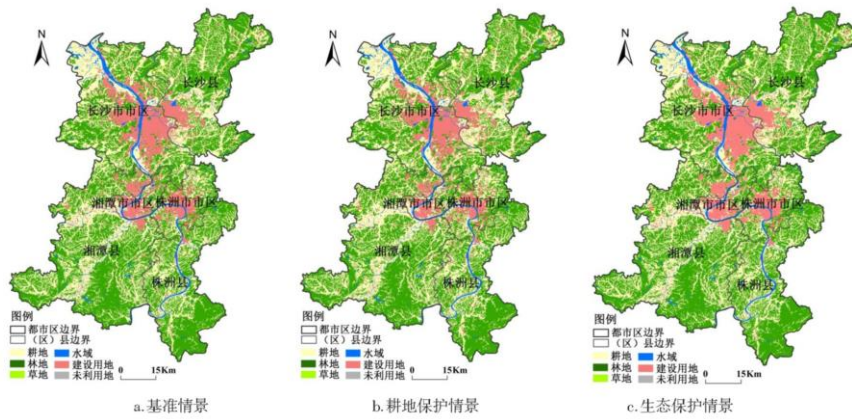


图 5 多情景下的 2030 年长株潭城市群土地利用变化模拟

### 3.2 多情景下的城市群土地利用变化模拟和生态系统服务价值的变化特征

#### 3.2.1 多情景下的城市群土地利用变化模拟

根据长株潭城市群实际情况，在城市群土地利用变化模拟中加入了基本农田和生态保护区等限制条件，建立了 3 种城市群土地利用变化模拟情景，如图 5。基准情景下，2030 年城市群的建设用地规模为  $1120\text{km}^2$ ，其中，耕地和林地的面积出现大幅度减少，相比 2015 年分别下降了 3.99% 和 2.25%，如图 5a。在耕地保护情景下，2030 年城市群的建设用地规模为  $1069\text{km}^2$ ，其中，林地和未利用地的面积出现大幅度减少，相比 2015 年分别下降了 3.86% 和 9.28%，如图 5b。在生态保护情景下，2030 年城市群的建设用地规模为  $1114\text{km}^2$ ，其中，耕地和林地的面积出现大幅度减少，相比 2015 年分别下降了 4.66% 和 1.75%，如图 5c。

#### 3.2.2 不同情景下生态系统服务价值的变化特征

与 2015 年各单项 ESV 相比，在 2030 年的基准情景下，气体交换、气候调节、水源涵养、土壤形成与保护等 9 项服务价值均有所下降，其中食物生产、气体交换和气候调节下降幅度最大。与基准情景相比，其他两个情景的 ESV 变化有所不同。图 6 显示 2030 年两种约束情景下各单项 ESV 相对于基准情景的变化率。与基准情景下的各单项 ESV 相比，耕地保护情景下的废物处理和食物生产的服务价值均有所增加，而其他服务价值出现下降，主要是因为耕地保护的前提下，林地被转化为建设用地的比例最高，从而导致气体交换、气候调节等服务价值减少。与基准情景下的各单项 ESV 相比，生态保护情景下除了食物生产服务价值出现下降以外，其余所有的服务价值都有所改善，其中娱乐休闲、水源涵养、原材料等服务价值增加最多，主要是因为生态保护情景下，耕地被转换为建设用地的比例较高，而林地和草地等生态用地得到保护，从而与基准情景下相比除食物生产的服务价值有所减少以外，其余所有的服务价值均有所增长。

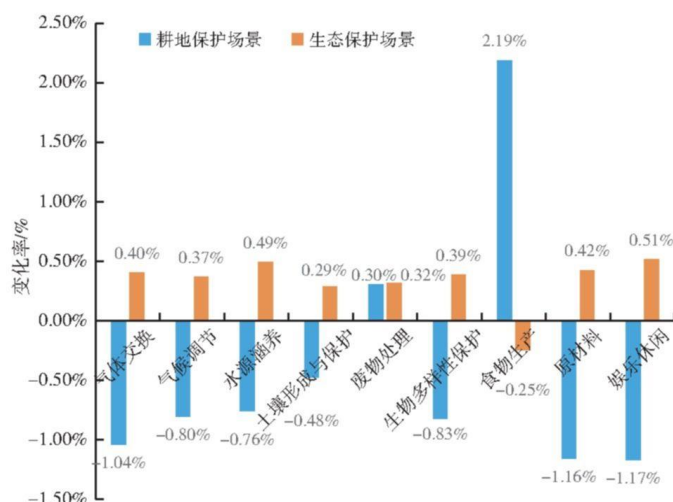


图 6 2030 年两个模拟情景下 ESV 相对于基准情景的变化率

## 4 结论与讨论

### 4.1 结论

本研究基于 1995—2015 年长株潭城市群土地利用变化与生态系统服务的现状，运用 FLUS 模型和 ESV 计算方法，定量揭示未来城市群土地利用变化对 ESV 的影响，主要结论如下：

(1) 1995—2015 年，长株潭城市群建设用地扩张速度较快，面积增长 151%，明显高于同期全国平均水平 27.24%；城市化地区建设用地面积增长速度明显快于正在城市化地区和生态绿心保护区，表现出长株潭城市群空间扩张分布不均衡以及空间一体化程度不高等问题。

(2) 1995—2015 年，不同程度的城市扩张对 ESV 的影响存在差异性。城市化地区对 ESV 消耗最为明显，成为各单项 ESV 下降的集聚区，需要对其生态系统服务进行重点保护；正在城市化地区和生态绿心保护区对 ESV 消耗程度低，成为各单项 ESV 增长的集聚区。

(3) 根据土地利用变化的影响因素，对城市群 2030 年土地利用变化的模拟结果表明：3 种不同情景下建设用地面积的变化幅度最为明显，是未来城市群土地利用变化的主要特征，并表现出以现有建设用地为中心向外围进行扩张的模式。ESV 方面，对比 3 种情景，其中耕地保护情景在食物生产上表现最好，而其他的单项 ESV 表现较差；生态保护情景除了食物生产比耕地保护情景差以外，其他方面的 ESV 表现较好。因此，城市群的土地利用规划应该综合考虑生态保护和耕地保护情景，既能保障区域生态安全又能提高耕地质量和保护粮食安全。

### 4.2 讨论

本研究综合城市开发、耕地保护和生态保护的协调发展关系，利用 SD 模型和 FLUS 模型模拟 3 种情境下 2030 年城市群的土地利用变化，并将耕地保护和生态保护两种情景作为基准情景的补充和优化，能够缓解基准情景下 ESV 下降的趋势，对城市群制定未来土地利用规划具有启示作用<sup>[34]</sup>。耕地保护情景和生态保护情景能提高城市群的 ESV，一定程度上反映区域的 ESV 变化趋势及区域的生态安全变化，为区域进行“自下而上”的国土空间规划以及空间高质量发展提供参考。对于长株潭城市群来说，

---

建设用地的快速扩张导致 ESV 下降，特别是在城市化地区周边区域，表明土地利用变化是造成 ESV 下降的主要因素<sup>[35-38]</sup>。因此，城市群应该生态保护优先，加大建设用地空间集聚性<sup>[39]</sup>，降低人均生态足迹，减少对自然的人为干扰。制定相应的国土空间规划和生态保护措施，包括划定城市群开发边界<sup>[40]</sup>、构建生态安全格局等<sup>[41]</sup>。严格控制城市群建设用地的规模，通过提升土地利用效率，实现城市开发与生态保护协调共生发展。着重提高城市化地区的水源涵养、气体交换和休闲娱乐能力，改善正在城市化地区和生态绿心保护区的水土保持和食物生产能力，从而提升城市群的生态系统服务功能。

#### 参考文献:

- [1]刘立程,刘春芳,王川,等.黄土丘陵区生态系统服务供需匹配研究—以兰州市为例[J].地理学报,2019,74(9):1 921-1 937.
- [2]Wu J G.Landscape sustainability science:ecosystem services and human well-being in changing landscapes [J].Landscape Ecology,2013,28(6):999-1 023.
- [3]Dominati E,Patterson M,Mackay A.A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils[J].Ecological Economics,2010,69(9):1 858-1 868.
- [4]He C Y,Zhang D,Huang Q X,et al.Assessing the potential impacts of urban expansion on regional carbon storage by linking the LUSD-urban and InVEST models[J].Environmental Modelling&Software,2016,75(C):44-58.
- [5]Grimm N B,Faeth S H,Golubiewski N E,et al.Global change and the ecology of cities[J].Science,2008,319(5 864):756-760.
- [6]Zhang C L,Chen F,Miao S G,et al.Impacts of urban expansion and future green planting on summer precipitation in the Beijing metropolitan area[J].Journal of Geophysical Research:Atmospheres,2009,114(D2):11-17.
- [7]Kaye J P,Groffman P M,Grimm N B,et al.A distinct urban biogeochemistry?[J].Trends in Ecology & Evolution,2006,21(4):192-199.
- [8]Foley J A,Defries R,Asner G P,et al.Global consequences of land use[J].Science,2005,309(5 734):570-574.
- [9]Lawler J J,Lewis D J,Nelson E,et al.Projected land-use change impacts on ecosystem services in the United States[J].Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America,2014,111(20):7 492-7 499.
- [10]Delphin S,Escobedo F J,Abd-Elrahman A,et al.Urbanization as a land use change driver of forest ecosystem services[J].Land Use Policy,2016,54:188-199.
- [11]Eigenbrod F,Bell V A,Davies H N,et al.The impact of projected increases in urbanization on ecosystem services[J].Proceedings:Biological Sciences,2011,278(1 722):3 201-3 208.
- [12]Blumstein M,Thompson J R.Land-use impacts on the quantity and configuration of ecosystem service provisioning in Massachusetts,USA[J].Journal of Applied Ecology,2015,52(4):1 009-1 019.

- 
- [13] Anaya-Romero M, Muñoz-Rojas M, Ibáñez B, et al. Evaluation of forest ecosystem services in Mediterranean areas. A regional case study in South Spain[J]. *Ecosystem Services*, 2016, 20:82-90.
- [14] Nelson E, Sander H, Hawthorne P, et al. Projecting global land-use change and its effect on ecosystem service provision and biodiversity with simple models[J]. *Plos One*, 2010, 5(12):e14 327.
- [15] 李双成. 生态系统服务地理学[M]. 北京: 科学出版社, 2014.
- [16] 贺艳华, 唐承丽, 周国华, 等. 基于地理学视角的快速城市化地区空间冲突测度—以长株潭城市群地区为例[J]. *自然资源学报*, 2014, 29(10):1 660-1 674.
- [17] 贺艳华, 周国华. 长株潭城镇密集区范围的界定[J]. *热带地理*, 2007, 27(6):41-67.
- [18] 刘纪远, 匡文慧, 张增祥, 等. 20 世纪 80 年代末以来中国土地利用变化的基本特征与空间格局[J]. *地理学报*, 2014, 69(1):3-14.
- [19] 李艳忠, 刘昌明, 刘小莽, 等. 植被恢复工程对黄河中游土地利用/覆被变化的影响[J]. *自然资源学报*, 2016, 31(12):2 005-2 020.
- [20] Eike L, Andeas B. Typology of oases in northern Oman based on Landsat and SRTM imagery and geological survey data[J]. *Remote Sensing of Environment*, 2007, 112(3):1 181-1 195.
- [21] 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):1 740-1 746.
- [22] 李涛, 甘德欣, 杨知建, 等. 土地利用变化影响下洞庭湖地区生态系统服务价值的时空演变[J]. *应用生态学报*, 2016, 27(12):3 787-3 796.
- [23] 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):607-613.
- [24] 欧阳晓, 朱翔, 贺清云. 城市化与生态系统服务的空间交互关系研究—以长株潭城市群为例[J]. *生态学报*, 2019, 39(20):7 502-7 513.
- [25] 景永才, 陈利顶, 孙然好. 基于生态系统服务供需的城市群生态安全格局构建框架[J]. *生态学报*, 2018(12):4 121-4 131.
- [26] 卢远, 莫建飞, 韦亮英. 生态约束性城市扩展模型构建与应用分析—以南宁市区为例[J]. *地球信息科学学报*, 2008, 10(6):710-715.
- [27] Liang X, Liu X, Li X, et al. Delineating multi-scenario urban growth boundaries with a CA-based FLUS model and morphological method[J]. *Landscape and Urban Planning*, 2018, 177:47-63.
- [28] 吴欣昕, 刘小平, 梁迅, 等. FLUS-UGB 多情景模拟的珠江三角洲城市增长边界划定[J]. *地球信息科学学报*, 2018, 20(4):532-542.

- 
- [29] 李孝永, 匡文慧. 京津冀 1980-2015 年城市土地利用变化时空轨迹及未来情景模拟[J]. 经济地理, 2019, 39(3):187-194, 200.
- [30] 王保盛, 廖江福, 祝薇, 等. 基于历史情景的 FLUS 模型邻域权重设置——以闽三角城市群 2030 年土地利用模拟为例[J]. 生态学报, 2019, 39(12):4 284-4 298.
- [31] 李进涛, 刘彦随, 杨园园, 等. 1985-2015 年京津冀地区城市建设用地时空演变特征及驱动因素研究[J]. 地理研究, 2018, 37(1):37-52.
- [32] 王雅竹, 段学军, 杨清可, 等. 近 30 年江苏省建设用地扩张的时空特征、模式与驱动因素研究[J]. 长江流域资源与环境, 2019, 28(7):1 531-1 540.
- [33] 刘菁华, 李伟峰, 周伟奇, 等. 京津冀城市群扩张模式对区域生态安全的影响预测[J]. 生态学报, 2018, 38(5):1 650-1 660.
- [34] Kain J H, Larondelle N, Haase D, et al. Exploring local consequences of two land-use alternatives for the supply of urban ecosystem services in Stockholm year 2050[J]. Ecological Indicators, 2016, 70:615-629.
- [35] Jiang W, Deng Y, Tang Z, et al. Modelling the potential impacts of urban ecosystem changes on carbon storage under different scenarios by linking the CLUE-S and the InVEST models[J]. Ecological Modelling, 2016, 345:30-40.
- [36] Durán-Zuazo V H, Francia-Martínez J R, García-Tejero I, et al. Implications of land-cover types for soil erosion on semiarid mountain slopes: Towards sustainable land use in problematic landscapes[J]. Acta Ecologica Sinica, 2013, 33(5):272-281.
- [37] Di G M, Holderegger R, Tobias S. Effects of habitat and landscape fragmentation on humans and biodiversity in densely populated landscapes[J]. Journal of Environmental Management, 2009, 90(10):2 959-2 968.
- [38] Seto K C, Güneralp B, Hutyrá L R. Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2012, 109(40):16 083-16 088.
- [39] Troupin D, Carmel Y. Landscape patterns of development under two alternative scenarios: Implications for conservation[J]. Land Use Policy, 2016, 54:221-234.
- [40] Frenkel A. A land-consumption model: its application to israel's future spatial development[J]. Journal of the American Planning Association, 2004, 70(4):453-470.
- [41] Frenkel A, Orenstein D E. Can urban growth management work in an era of political and economic change?[J]. Journal of the American Planning Association, 2012, 78(1):16-33.