

城市生态用地时空动态及其相关驱动力

——以武汉市为例

黄隆杨 刘胜华 李健¹

(武汉大学 资源与环境科学学院, 湖北 武汉 430079)

【摘要】: 城市生态用地是维持城市生态安全和可持续发展的重要屏障, 研究其动态变化特征及相关驱动力, 将为城市规划和生态环境保护决策提供依据。该文以武汉城区为实证区, 采用 1990、2002、2014 年等 3 期 Landsat 遥感影像为数据源, 采用土地利用变化矩阵量化数量变化, 景观格局指数量化空间格局变化, 生态服务价值系数和 InVEST 模型量化质量变化, 利用二元逻辑回归模型和梯度分析法量化相关驱动力。研究结果表明: 武汉市生态用地总面积持续下降, 累计减少 239.55km², 其中水域为主要转出地类; 生境质量下降 24%; 生态用地斑块破碎度提高, “孤岛化”现象逐渐显现; 坡度、建设用地的最小距离、建设用地增长、GDP 增长和道路密度是驱动生态用地变化的主要因素, 随着城市向三环线外扩张, 三环线以外的生态用地面临较高的生态转化风险。

【关键词】: 城市生态用地 驱动力 二元逻辑回归 武汉土地利用

【中图分类号】: X144 **【文献标识码】:** A **【文章编号】:** 1004-8227(2019)05-1059-11

自 20 世纪 90 年代以来, 土地利用/覆被变化(LUCC)一直是国内外研究的热点, 围绕时空变化格局这一核心问题^[1], 学者们从量化模型^[2,3]、驱动机制^[4]、反馈效应^[5,6]和情景模拟^[7]等方面进行了深入的研究。伴随着快速的城市化进程, 城市的发展使得周边区域的土地利用类型和方式发生显著变化, 使得原始的自然生态系统演变为人类-自然复合生态系统^[8], 导致其所能提供的诸如气候调节、水源涵养、固碳释氧等生态系统服务在数量和质量上发生改变^[9], 进而影响区域的可持续发展和生态安全。因此, 近年来城市土地利用/覆被变化研究成为 LUCC 研究的重点, 如 Yang 等^[10]利用元胞自动机模拟了大连经开区的土地利用变化; 其中, 城市土地利用/覆盖与城市生态服务相结合亦成为城市 LUCC 研究的重要方向, 如谭敏等^[11]基于 LUCC 量化并预测了徐州市区的生态服务价值, Song 等^[12]从评价、制图和建模 3 个层次研究了城市 LUCC 与生态系统服务的关系。城市生态用地作为人类-自然复合生态系统的连接点, 是维持区域生态安全和城市可持续发展的重要屏障, 越来越受到人们的关注。城市生态用地是能够有效发挥生态功能, 提供生态系统服务, 满足人类生态需求^[13,14], 维持区域生态系统稳定和生态安全的土地, 具有自然和社会双重属性。当前, 得益于遥感和地理信息技术(GIS)的持续发展, 从早期对城市生态用地进行类型划分^[15,16]和功能优化^[17], 到对其进行空间结构优化^[9]、需求测算^[18], 再到时空动态监测^[19,20]、生态安全评估以及生态安全格局构建^[21,22], 相关研究不断深入、细化; 但目前国内聚焦于城市生态用地变化驱动机制的研究还比较少, 关于生态用地用途转化风险的研究还比较缺乏。

武汉是我国中部快速城市化地区, 城市扩张过程中建设用地大量占用生态用地, 生态用地保护和建设用地增长的冲突较为严重, 生态环境不断恶化, 为此, 有必要研究生态用地动态变化及其驱动机制, 预测生态用地的转移概率, 以便为武汉生态用地优化以及城市规划编制、生态管制措施的制定等提供科学依据。本文试图基于土地利用变化矩阵、景观格局指数、生态服务价值系

作者简介: 黄隆杨(1995-), 男, 硕士研究生, 主要研究方向为景观生态与土地利用. E-mail: hly@whu.edu.cn; 刘胜华, E-mail: 398409579@qq.com。

基金项目: 国家自然科学基金项目(41771429)。

数和 InVEST 模型, 研究武汉市 1990~2014 年的城市生态用地在数量、质量和空间格局上的动态变化特征; 以及利用二元逻辑回归模型量化城市生态用地变化的经济社会—自然驱动力, 并绘制武汉市城市生态用地转化概率图。

1 研究概况

1.1 研究区域

武汉, 位于湖北省的东部, 长江中游, 江汉平原东端, 东与黄冈市、鄂州市接壤, 南与荆州市相连, 西与仙桃市毗邻, 北与孝感市相接, 是湖北省省会, 我国的中心城市, 全国重要的工业基地、科教基地和综合交通枢纽。本文旨在研究城市生态用地时空动态, 考虑到武汉市行政区内尚未完全城市化, 远郊区的森林、草地实际上对城市居民日常生活而言并无太大意义, 因此, 本研究采取以阈值提取夜间灯光影像范围, 结合遥感影像解译提取方法, 获得武汉市连片建成区的界限。一般而言影像上像元 DN 值越高, 灯光亮度越强, 就意味着该像元更有可能属于建成区^[23]。本文设定城区提取阈值为 35, DN 值大于 35 的连片区域被划定为研究区。如图 1 所示, 研究区大致在武汉市三环线向外扩张 20km 的范围内, 包括武汉 7 个主城区及蔡甸、黄陂、新洲、江夏、东西湖等郊区一部分, 面积约 2000km²。

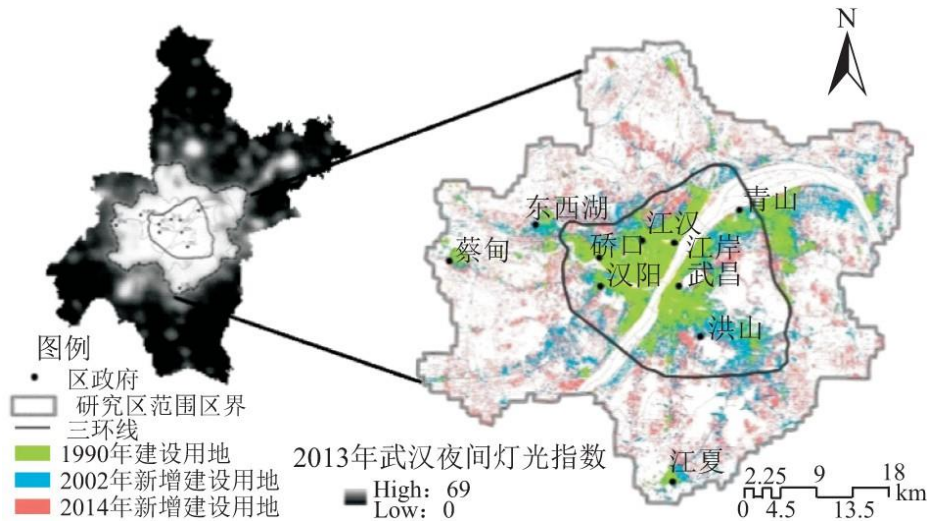


图 1 研究区范围

1.2 数据获取与处理

本研究通过地理空间数据云 (<http://www.gscloud.cn/>) 获取 1990 年, 2002 年和 2014 年等三幅 Landsat TM 和 ETM+ 图像作为数据源, 并对数据进行辐射校正和几何校正。首先, 使用 ENVI4.7 的 Calibration Utilities 模块将遥感图像的 DN 值转换为大气反射率值。其次, 对于几何校正, 我们以 1990 年的图像为基础, 并使用 ENVI4.7 中的图像到图像方法来校正每个周期的两个场景, 每个校正过程的误差控制在一个网格内。考虑到研究目的、数据精度和武汉市土地利用现状, 在 ENVI4.7 中采用监督分类(最大似然法)将影像分为建设用地、耕地、未利用地、林地、草地和水域等 6 类(图 2), 并采用目视判读, 针对各地类随机选取 50 个独立样本, 利用混淆矩阵进行分类精度评价, 评价结果如表 1 所示: Kappa 系数均超过 0.8, 整体分类精度均在 90% 左右, 表明 3 个时相遥感制图结果的精度总体较好。本研究将林地、草地和水域等划为生态用地, 大城市周边的耕地(水田、旱地等)受区位影响主要追求经济效益, 农药、化肥的大量使用存在较大的环境隐患而被排除在生态用地之外; 同时考虑到草地面积较小, 因此在研究过程中必要时将草地和林地统称为绿地。

高程数据和夜间灯光数据分别来源于地理空间数据云的 GDEM 产品和美国国家地球物理数据中心 DMS_P_OLS 灯光数据, 并进行校正、剪切工作; 地均人口和 GDP 数据来源于中国科学院资源环境数据中心; 交通数据来源于 Openstreetmap, 并依据湖北省市县图册(1992 版)和武汉市交通图(2002 版)进行还原。

2 研究方法

2.1 生态用地时空格局变化分析

2.1.1 土地利用变化矩阵

根据土地利用分类, 本研究通过计算 1990~2002 年和 2002~2014 年间不同景观组分的变化量, 并基于组分转移概率矩阵, 计算各景观组分转入、转出的贡献率^[24], 以量化武汉城市生态用地的数量变化。景观组分转入贡献率, 指其他景观组分向该景观转入的面积占同时期景观转移总面积的比例, 用于衡量景观动态变化过程中各组分的面积增量差异, 计算公式如下:

$$T_{ii} = \sum_{j=1}^n A_{ji} / A_t \quad (1)$$

式中: T_{ii} 表示第 i 种组分的转入贡献率; A_{ji} 为第 j 种组分向第 i 种组分转移的面积; A_t 表示该时期内景观组分转移的总面积; n 表示景观组分类型的数量。

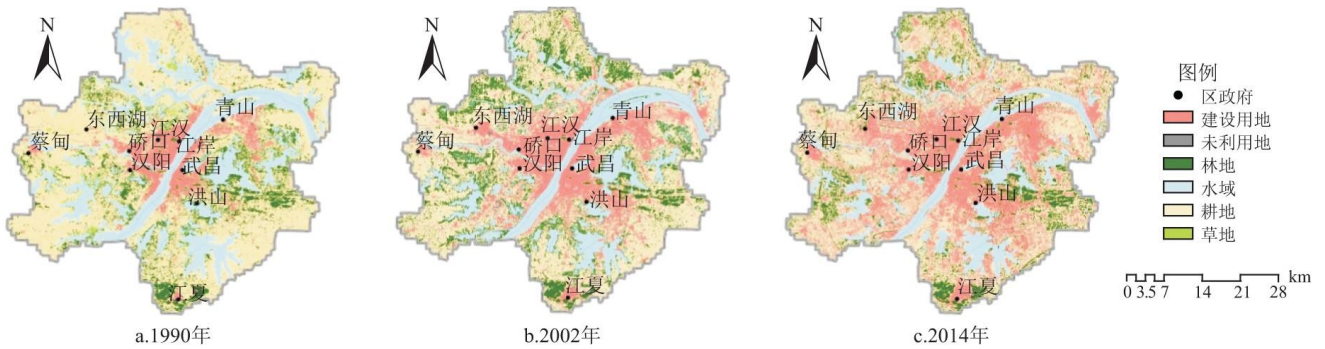


图 2 研究区 1990、2002、2014 年土地利用类型图

表 1 影像成像时间和分类精度

年份	成像时间	影像	空间分辨率 (m)	总体分类精度 (%)	Kappa 系数
1990	1990-09-02	Landsat 5TM 影像	30	92.32	0.87
2002	2002-10-13	Landsat 7ETM+影像	30	93.61	0.89
2014	2014-10-06	Landsat 8OLI 影像	30	89.32	0.83

景观组分转出贡献率,指某景观组分在某时期内转出的面积占该时期景观总转移面积的比例,用于衡量景观动态变化过程中各组分的面积减量差异,计算公式如下:

$$F_{ii} = \sum_{j=1}^n A_{ij} / A_t \quad (2)$$

式中: F_{ii} 表示第*i*种组分的转出贡献率; A_{ij} 为第*i*种组分向第*j*种组分转移的面积。

2.1.2 景观格局变化

土地利用变化会导致土地斑块的配置和邻接发生改变,进而引起整个景观格局的变化。景观格局指数是反映和监测区域景观格局变化的重要指标,本研究利用 Fragstats4.1 软件在景观(landscape)和类型(class)两个尺度上计算武汉都市区生态用地的景观格局指数,以量化武汉城市生态用地的景观格局变化。在景观尺度上,将城市生态用地视为一个整体,选取边缘密度(ED)、斑块密度(PD)、多样性指数(SHDI)以及蔓延度指数(CONTAG)等 4 个指标用于量化分析都市区内城市生态用地景观格局的结构组成和空间配置变化情况^[25]。在类型尺度上,本研究将研究区土地分为绿地(林地和草地)、水域、建设用地(含未利用地)和耕地 4 大类,选取景观面积比(PLAND)、有效粒度尺寸(MESH)、分割度指数(SPLIT)、最大斑块指数(LPI)等 4 个指标^[26,27]反映两类生态用地各自的景观格局变化情况 & 非生态用地与生态用地在景观格局变化中的相互关系。

2.1.3 生境质量变化

不同土地利用类型所能提供的生态系统服务价值不同,通常能提供高生态服务价值的区域生境质量更高;但是土地提供生态服务的能力会因受到的人类活动干扰而下降。本研究根据 Costanza 等^[28]计算的每种土地利用类型的生态系统服务全球平均值之间的比例关系为不同土地利用类型赋予生态价值系数(值域为 0~1),其中林地生态价值系数最高为 1,水域为 0.9,草地为 0.6,耕地为 0.5,未利用地和建设用地为 0;再引入 InVEST 模型模拟其所受的人类活动干扰并计算得到相应的质量系数,以此量化武汉都市区的生境质量变化。基于 InVEST 模型^[29],本研究主要从三方面考虑威胁源对生境斑块的干扰程度,即每个威胁的相对影响,每种生境类型对每种威胁的相对敏感度,生境斑块与威胁来源之间的距离;生境系数取上文确定的生态价值系数,根据 InVSE 模型指南和国内外相关研究^[30,31],选取高速公路、铁路、城市主干道、建设用地和未利用地作为威胁源,并确定威胁源的权重、受威胁的最大距离和生态用地对威胁源的敏感程度,具体参数如表 2。

表 2 InVEST 威胁参数表

威胁来源	建设用地	未利用地	主要道路	高速公路	铁路
权重	0.9	0.6	0.7	0.7	0.5
生态用地敏感程度	1	0.6	0.7	0.6	0.6
最大影响距离	2	1.5	0.5	0.8	0.5

2.2 生态用地变化驱动力分析

2.2.1 二元逻辑回归

本研究主要基于二元 Logistic 回归分析武汉市生态用地驱动力。二元 Logistic 中的“二元”指因变量为二分变量, Logistic 指对目标概率进行 Logit 变换, 特点是因变量局限于离散变量, 保证了变化概率在 (0, 1) 取值时, Logit 转换值可以取任意实数, 避免了线性概率模型的结构缺陷^[32]。因此, Logistic 模型经常用于分析土地利用变化, 土地利用变化的结果为改变或不改变, 即二分变量 Y, 取“1”表示发生变化, “0”表示未发生变化, 设置一系列自变量 X_i 可以来解释它们之间的因果关系。Logistic 模型一般表示形式如下^[33]:

$$P_i = F\left(\alpha + \sum_{j=1}^m \beta_j X_{ij}\right) = \frac{1}{1 + \exp\left(-\alpha + \sum_{j=1}^m X_{ij}\right)} \quad (3)$$

$$P = \ln \frac{P}{1 - P} = \alpha + \sum_{j=1}^m \beta_j X_{ij} \quad (4)$$

式中: P_i 表示事件发生变化的概率; i 表示样本量; α 是回归截距; β 是回归系数; m 为影响因素的数量; X_{ij} 表示自变量。

城市化进程中城市扩张即建设用地增长会引起区域内土地利用的方式和结构发生变化, 必然也会导致生态用地的变化, 因此本研究将武汉市生态用地变化的驱动力归纳为直接和间接两方面因素: 考虑到城市建设用地增长的空间连续性、集聚性和建设成本, 一般而言, 地势平坦、距原建成区距离较近的区域是城市扩张的优先区域, 因此地形地貌和距离建设用地的最小距离等是影响城市扩张的直接因素, 进而影响生态用地转换^[33]; 另一方面, 城市化实质上是人口和产业向城市集聚的过程, 也是城市基础设施不断向外延伸的过程, 因此人口增长速度、GDP 水平等社会经济因素以及道路密度和建设用地增长速度等通过影响城市化进程进而影响生态用地转换。因此, 本研究选取坡度(度)、到建设用地最小距离(20m)、年均建设用地扩张速度(%)、年均 GDP 增长速度(%)、年均人口增长速度(%) 和年均道路密度增长(%) 作为自变量。

回归分析中, 本研究在 2002 年的生态用地上创建了 28000 个随机点作为回归样本。其中, 洪山样本点最多, 为 8323 个, 江汉区最少, 为 35 个。区域较大生态用地较多的区样本点较多, 能够确保样本的分布密度的一致性。根据 2014 年的土地利用类型为样本点赋值, 如仍为生态用地则赋值 1, 如不是生态用地, 则赋值 0, 0 和 1 即为因变量。对于自变量, 在 ArcGIS10.2 中运用 Extract value to point 和 Near 工具分别获得所有样本点的坡度和到建设用地的距离; 本研究认为研究期是武汉城市快速扩张的阶段, 同一行政区内的区域发展速度差距也较大, 故依据行政区统计相关增长数据无法反映该时期内城市的扩张过程; 因此, 本研究在研究区内建立 5km*5km 的格网, 分别统计各个格网内 12 年间的建设用地、GDP、人口和道路密度的增长情况并赋值给格网内的样本点。最后, 在 SPSS21.0 中输入各个变量, 采用逐步向前回归推导得出武汉城市生态用地变化的驱动力, 考虑到所选社会经济因素可能存在线性关系而影响最终拟合结果, 利用 SPSS21.0 中的 Collinearity Diagnostics 工具对所有进入模型的自变量进行共线性诊断^[34]。

2.2.2 梯度分析法

为了探究城市扩张强度对生态用地变化的空间梯度影响, 考虑到武汉都市区空间形态, 本研究利用梯度分析法中的圈层法, 以武汉市三环线为起始边界在研究区内建立间隔 2km 由内向外共 15 个缓冲区, 并分别计算各缓冲区内的 2014 年平均生态用地转化概率和 2002 至 2014 年的城市扩张强度^[27]。生态用地转化概率由二元逻辑回归导出的概率方程结合相关影响因子进行计算; 城市扩张强度主要与区域内建设用地增长相关, 即一定时期内建设用地扩张面积占研究区总面积的比值^[35], 计算公式如下:

$$K = \frac{C_t - C_o}{A \times T} \times 100 \quad (5)$$

式中:K 为城市扩张强度指数;C_t 为研究期末的建设用地面积;C_o 为研究期始的建设用地面积;A 为区域总面积;T 为研究时段(年)。

3 研究结果

3.1 生态用地空间格局动态

3.1.1 土地利用格局动态

1990~2014 年,武汉城市生态用地总体上以水域为主,林地次之,数量呈下降趋势。1990 年生态用地总面积为 802.19km²,其中水域面积 525.31km²,占生态用地的 65.48%;绿地面积 276.88,占生态用地的 34.52%。2002 年生态用地总面积面积下降到 759.96km²,减少 42.23km²,下降了 5.2%;其中,水域面积减少 117.58km²,而绿地面积增加 75.39km²。从转移贡献率来看,1990~2002 年间绿地和建设用地是净转入地类,水域和耕地是净转出地类;绿地主要由耕地转入,耕地转入量占绿地总转入量的 63.5%,根据该时期相关政府文件 1,本文认为这与 1998 年开始实施的“退耕还林”措施密切相关。到 2014 年,生态用地面积相较于 2002 减少 197.31km²,下降到 562.66km²,下降了 25.9%;其中,水域面积减少 101.58km²,绿地面积减少 95.78km²;较前一阶段减少的面积显著增多下降速度明显加快。本文认为这主要与城市扩张速度加快建设用地面积增长较多有关:从转移贡献率看,这一时期建设用为净转入地类,面积增加 242.44km²,绿地、水域和耕地均为净转出。总体来看,在研究期内,绿地面积略有下降,共减少 20.39km²;水域面积下降趋势明显,共减少 219.16km²,但仍为武汉主要的生态用地,占生态用地总面积的 54.4%。

表 3 景观组分的转入和转出贡献

时期	贡献率类型	生态用地		非生态用地	
		绿地	水域	建设用地	耕地
1990~2002	转入	0.345	0.059	0.329	0.267
	转出	0.238	0.226	0.017	0.519
2002~2014	转入	0.185	0.030	0.402	0.383
	转出	0.294	0.145	0.126	0.434

3.1.2 景观格局动态

表 4 为使用 Fragstats4.1 软件计算的 1990 年,2002 年和 2014 年生态用地在景观尺度上的景观格局指标。PD 值在 1990 年为 51.6,2002 年为 51.1,未出现较大变化,到 2014 年上升为 57.9,上升幅度亦较小,表明生态用地的整体破碎度出现小幅度的上升。ED 值在 1990 年为 36.7,2002 年为 51.35,2014 年为 12.76,表明生态用地边缘在 1990 年到 2002 年期间向不规则方向发展,这与这一时期内绿地面积的增加有关,但在 2002 年到 2014 年,生态用地边缘形态随着时间的推移变得规则和连续,说明这一时期内生态用地受人类活动的干预和改造较大。一般而言,高蔓延度值表明景观中的某种优势斑块类型形成了良好的连续性,武汉城市生态用地的蔓延度值(CONTAG)在 1990 年为 51.62,2002 年为 52.56,2014 年为 62.50,呈上升趋势,表明生态用地的集聚性在增强,且这一趋势在 2002~2014 年间更为显著。多样性值(SHDI)在 1990 年为 0.79,在 2002 年为 0.73,在 2014 年为 0.70,表明在 1990~2014 年期间景观多样性迅速下降,意味着研究区内生态用地的空间集聚趋势。上述 4 个景观格局指标表明生态用地整体在

城市扩张的过程中在空间上趋于集聚。

表 4 1990~2014 年研究区景观格局指标 (景观尺度) 年际变化

年份	PD (个/km ²)	ED (m/hm ²)	CONTAG (%)	SHDI
1990	51.6704	36.6616	51.6236	0.7972
2002	51.105	51.3578	52.5696	0.7323
2014	57.9279	12.7641	62.5034	0.7061

图 3 为绿地、水域、建设用地和耕地在类型尺度上的各项景观格局指标。如图所示, 1990~2002 年, 绿地面积占比 (PLAND) 由 13.67% 上升到 17.24%, 有效粒度尺寸 (MESH) 由 23.01hm² 上升到 54.28hm², 分割度指数 (SPLIT) 由 8998.23 下降到 3807.16, 最大斑块指数 (LPI) 由 0.51% 上升到 0.96%, 均显著反映出这一时期内绿地破碎度下降, 同质性增强, 这主要与这一时期内东北部区域绿地面积明显增多有关 (如图)。2002 到 2014 年, 绿地面积占比下降到 12.59%, MESH 下降到 19.25, SPLIT 上升到 10756.99, LPI 下降到 0.5, 所有指标均反映绿地破碎度提高, 异质性增强。与绿地两个时期内的波动不同, 在 1990~2014 年期间, 各项指标均表明水域在经历持续的破碎化过程: 面积占比由 25.4% (1990) 下降到 19.77% (2002) 再降至 14.78% (2014), 有效粒度尺寸由 1863.39hm² (1990) 下降到 210.67hm² (2014), 分割度指数由 111.14 (1990) 上升到 166.61 (2002) 再升至 983.19 (2014), 最大斑块指数由 8.64% (1990) 下降到 2.41% (2014)。就建设用地和耕地而言, 各项指标均表明建设用地破碎度下降, 耕地破碎度持续上升。

生态用地在景观尺度上表现出空间集聚趋势, 在类别尺度上却表现出斑块破碎趋势, 本文认为引起这种矛盾现象的原因主要是由于研究区内大型湖泊较多, 绿地多在湖泊旁边伴生发展, 景观尺度上计算会将绿地和水域视为生态用地这一整体, 一个大型湖泊连同周边众多的中小型绿地斑块会被识别为具有良好连续性的优势斑块, 尤其是在城市扩张过程中零星生态斑块被占用的背景下, 在景观尺度上就产生生态用地集聚在几个大型湖泊所在区域的“孤岛化”现象; 而将绿地和水域分开来看, 由于受到建设用地的持续增长和耕地破碎度提高的影响, 一些大型斑块被蚕食、切割, 造成了用地类别层面上的破碎化趋势。

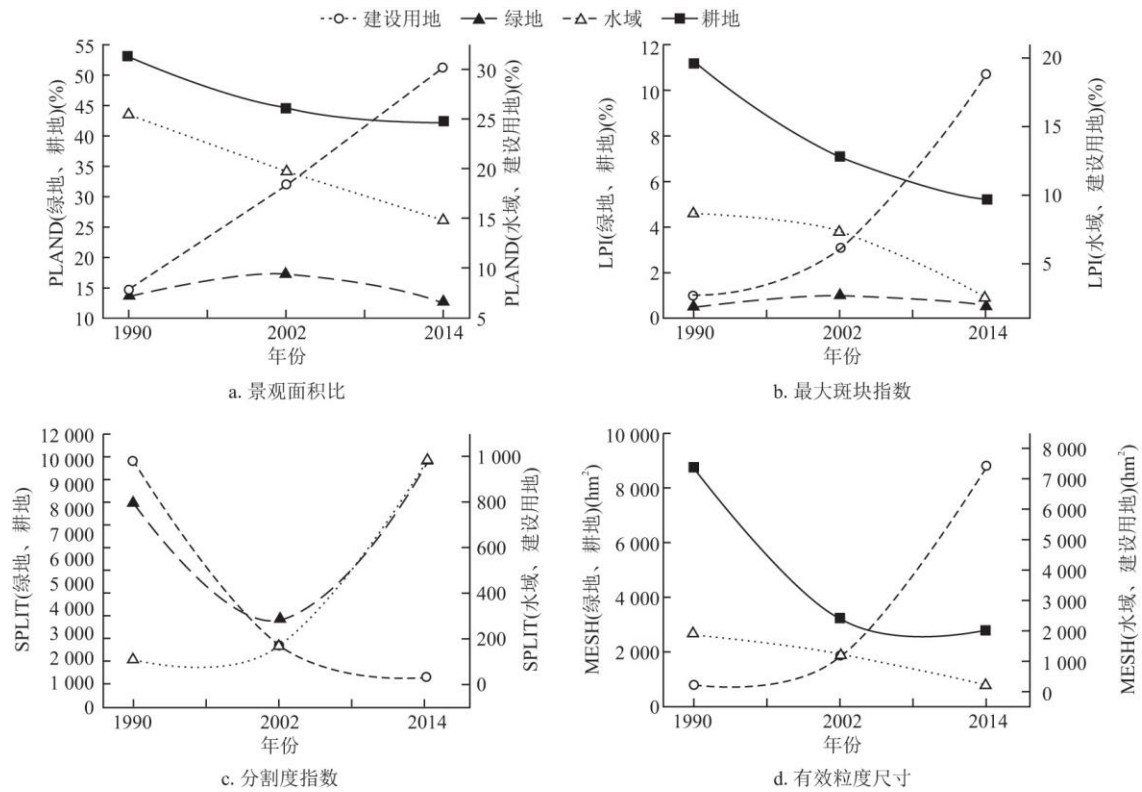


图 3 1990~2014 年研究区景观格局指标 (类型尺度) 年际变化

3.1.3 生境质量动态

伴随着城市扩张, 建设用地面积的不断增长 (图 1), 武汉城市地区的生境质量随之下降 (图 4)。1990 年武汉城区建设用地面积为 162.56km², 2002 年增长到 382.02km², 到 2014 年进一步增长到 627.01km², 增长幅度达 285.7%。武汉城区平均生境质量指数在 1990 年为 0.73, 2002 年下降到 0.65, 2014 年下降到 0.55, 下降幅度为 24%。从时间和空间来看, 1990 到 2002 年期间, 下降幅度最大 3 个区为江汉、青山和武昌, 分别下降 0.19、0.18、0.13, 另外硚口、洪山、汉阳等 3 个主城区次之, 分别下降 0.13、0.11、0.10; 2002~2014 年期间, 下降幅度最大的 3 个区为黄陂、蔡甸和东西湖, 分别为 0.13、0.12、0.12, 新洲、汉阳、江夏次之均为 0.11。因此, 本文认为建设用地增长对生境质量具有较强的消极影响, 2002 年以前建设用地增长主要在主城区, 集中在三环线以内 (图 5), 而这一时段内主城各区生境质量下降明显; 2002 年以后, 三环线以内建设用地格局基本确定, 建设用地增长越过三环线开始向近郊各区发展, 与之相伴的是黄陂、蔡甸等近郊区的生境质量显著下降。

3.2 生态用地变化驱动力

坡度、距建设用地的距离、GDP 增长率、建设用地增长率和道路密度增长速度进入回归模型, 人口增长率没有进入模型 (表 5)。

Waldx² 表示每个变量的相对权重, 评估每个变量对预测事件的贡献^[23]。根据 Logistic 回归的 Waldx² 统计数据, 坡度和建设用地的最小距离对武汉市 2002~2014 年生态用地变化影响最大, 与生态用地的转化概率呈负相关关系, 即生态用地所在位置的坡度越大, 距离建设用地的距离越远, 发生变化的概率越低。结合 Exp(β) 表明, 坡度每增加 1°, 生态用地不变的概率增加 1.252 倍; 距离建设用地的距离每增加 20m, 生态用地保持不变的概率增加 1.002 倍。GDP 增长率、建设用地增长率和道路密度增长量与生态用地转化概率正相关, 即生态用地所在区域 GDP 增长越快、建设用地速度越快以及道路密度增长量越大其转化概率越高。因此,

武汉市生态用地转化为非生态用地的概率方程如下：

$$P = \frac{1}{1 + e^{-(0.225 * A + 0.002 * B - 2.287 * C - 0.164 * D - 2.313 * E - 1.352)}} \quad (6)$$

式中:A 为坡度;B 为建设用地最小距离;C 为 GDP 增长率;D 为建设用地增长率;E 为道路密度增长率。模型中各个因子显著性 (sig.) 均小于 0.05, 表明进入模型的各项指标对生态用地变化有显著性影响;共线性诊断中条件指标最大值为 5.6, 小于 $10^{[26]}$, 且各变异数值亦较低, 可以认为各因子间不存在明显的共线性关系。模型预测的总体准确率为 70.5%, 平方最大似然值 (-2loglikelihood) 为 33203.059 合回归模型分析结果, 将预测值与实际值 P 进行 ROC 分析 (图 5), 得到 AUC 为 0.766, 基于上述 3 个结果, 本文认为该模型预测值具有一定准确性, 是可接受的。此外, 为了排除样本分布偏差的可能性, 本研究在 2002 年分别随机选择了 10000 个生态用地样本, 并测试它们与模型的匹配程度, 结果表明有 8305 个样本的模拟结果与观察结果一致, 这意味着回归模型的拟合度达到 83.05%, 表明模拟精度可靠。

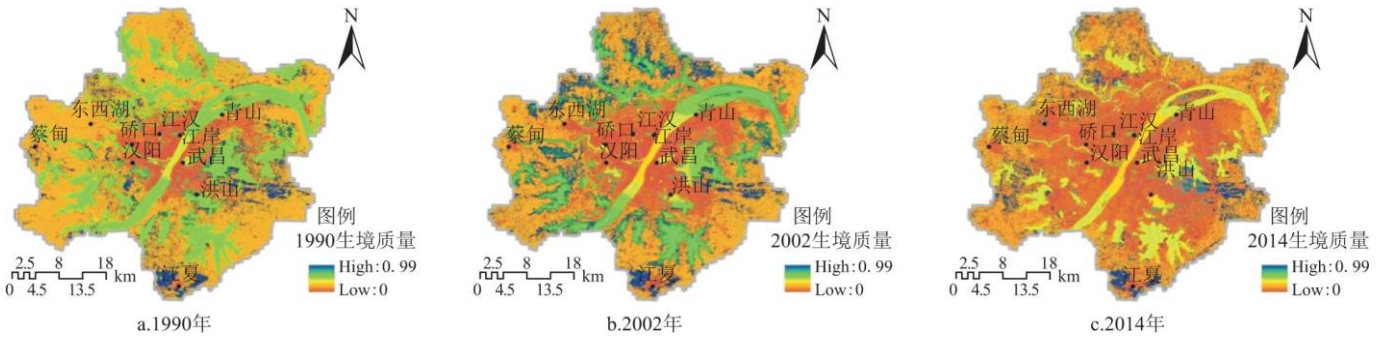


图 4 1990~2014 年武汉生境质量变化

表 5 二元逻辑回归模型变量参数

Variables	β	S. E	Wald	Sig.	Exp (β)
坡度	0.225	0.004	2640.761	0.000	1.252
建设用地距离	0.002	0.000	1362.011	0.000	1.002
GDP 增长率	-2.287	0.225	103.112	0.000	0.102
建设用地增长率	-0.164	0.045	13.139	0.000	0.849
道路密度增长率	-2.313	0.296	61.219	0.000	0.099
常量	-1.352	0.036	49.596	0.000	0.259

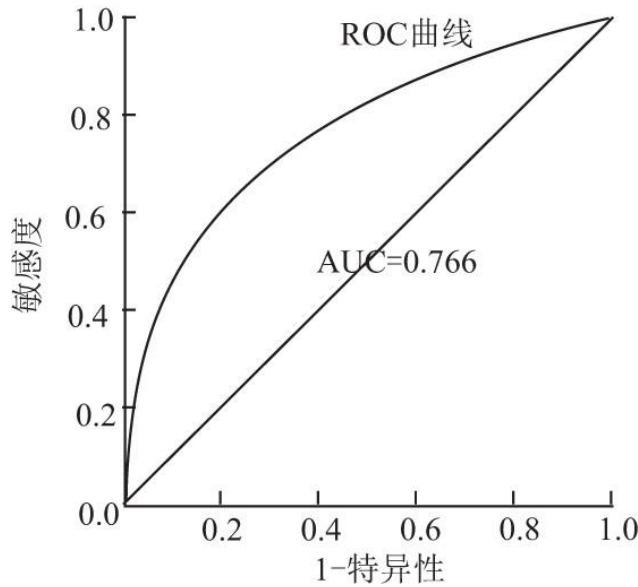


图 5 ROC 曲线

3.3 生态用地转化概率

假定维持原有发展速度,选择坡度,距建设用地最小距离、建设用地增长率、GDP 增长率和道路密度增长率作为概率方程的输入,本文模拟了武汉市生态用地转化为非生态用地的概率,并通过自然断点法将结果划分为 5 个等级。总体来看,2014 年生态用地的平均转化概率为 0.071,最大值达到 0.9,最小值趋近于 0(图 6,图 7)。分区来看,江夏区、洪山区平均转化概率最高,其次为蔡甸、江岸和汉阳,新洲和东西湖平均转化概率最低。从空间上看,在三环线以内的 6 个缓冲区(带号:1~6)平均转化概率在 0.03 左右,处于较低水平;三环线以外最近的 3 个缓冲区(带号 7~9)平均转化概率均超过 0.1,是整个研究区内的高值区,再向外逐渐呈下降趋势,三环线外生态用地转移风险整体高于三环线内。通过梯度分析表明,生态用地转化风险与城市扩张强度在空间上具有较好的一致性:相较于三环线以外,由于武汉三环线内的土地利用格局趋于稳定,扩张强度明显较低,生态用地的转化概率较低;在三环线向外的三个缓冲区带,是城市剧烈扩张的区域,生态用地转化概率也处于全域的最高水平。

表 6 影响因子共线性诊断表

模型	维度	特征值	条件指标	变异数比例					
				常量	坡度	建设用地距离	建设用地增长速度	GDP 增长速度	道路密度增长速度
1	1	3.778	1	0.01	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02
	2	0.783	2.197	0	0.01	0.02	0.09	0.7	0
	3	0.577	2.56	0	0.6	0	0.31	0.02	0.01
	4	0.418	3.006	0.02	0.12	0	0.39	0.11	0.41
	5	0.327	3.397	0	0.18	0.7	0.17	0	0.13
	6	0.117	5.676	0.97	0.07	0.26	0.01	0.15	0.44

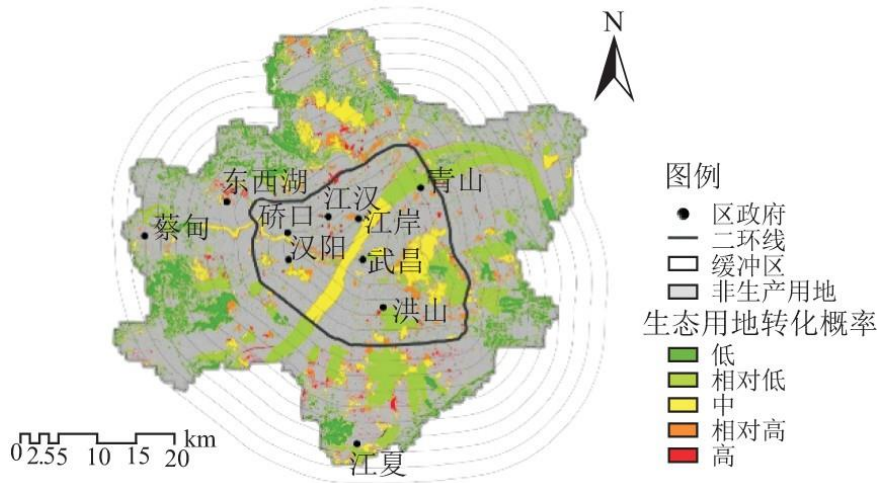


图 6 生态用地转化概率

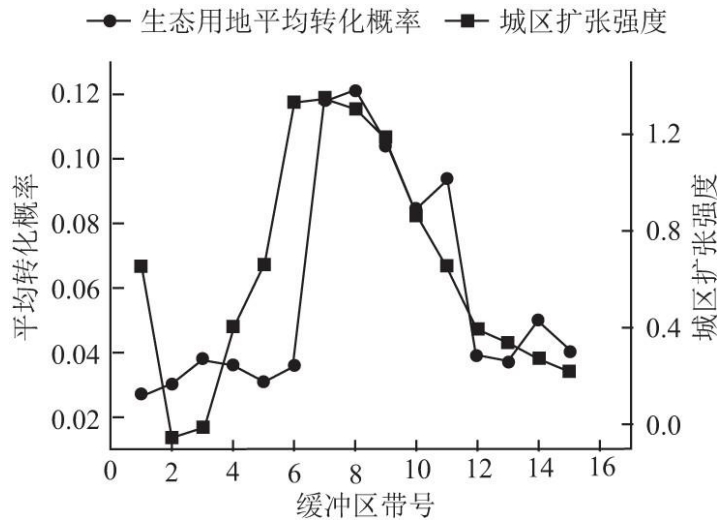


图 7 生态用地转化概率与城市扩张强度空间梯度变化

4 结论与讨论

基于遥感和 GIS 技术的应用, 本文利用土地利用转移矩阵、InVEST 模型、景观格局指数、二元逻辑回归模型以及梯度分析法等相关模型与方法分析了武汉市生态用地的数量、质量和景观格局的变化过程。结果表明, 在 1990 至 2014 年间, 伴随着武汉城区的快速扩张, 市内生态用地在数量、质量和景观格局上都发生了重大变化:

(1) 生态用地总面积持续下降, 累计减少 239.55km^2 , 水域为主要转出地类, 累计减少 219.16km^2 。

(2) 生境质量不断降低, 共计下降 24%; 各区生境质量下降幅度与城市扩张在时间和空间上具有较强的同步性, 随着城区逐步向外扩张, 自三环线向外城区生境质量下降幅度逐渐变大。

(3) 生态用地斑块破碎度提高, 在景观格局上表现出向大型湖泊所在的少数区域集聚的趋势, “孤岛化”现象日益严重。

(4)坡度、建设用地的最小距离、建设用地增长、GDP 增长和道路密度是驱动生态用地变化的主要因素;具体而言,建设用地的最小距离和坡度对生态用地转化的影响最大。根据模拟的生态用地转化概率分级和梯度分析表明,生态用地转化概率与城市扩张强度在空间上具有同步性,若保持当前发展速度,武汉市三环线以外的生态用地面临着较高的转化风险。

本文探讨武汉市都市区生境质量对城市扩张的时空响应规律、武汉市城市生态用地“孤岛化”现象以及城市生态用地转化风险与城市扩张强度的时空同步性,可为武汉市相关城市规划编制和生态管控措施的制订提供参考:要重点关注三环线外的建设用地增长,新的城区建设要避免盲目扩张,应注意集约化、紧凑化发展,尽量避免对生态用地的切割和占用,以保护生态用地格局的完整性。相关研究成果亦可为武汉市生态安全格局构建提供参考。尽管各项指标表明回归模型的模拟精度是可接受的,但本研究仍存在一些局限性。受数据的局限,本文在选取影响因子时没有考虑原有城市相关规划的影响,在模拟过程中仅模拟了生态用地在城市原有发展速度下的转化概率,缺乏对城市发展动态性和不确定性方面的考虑;进一步的研究可将原有规划对生态用地转化可能产生影响纳入模型,在模拟过程中应收集相关资料运用恰当方法对建设用地增长速度、GDP 增长速度等相关影响因子进行科学预测,进而更准确地预测生态用地的转化概率,以便为城市生态管理和规划提供参考。

参考文献:

- [1]唐华俊,吴文斌,杨鹏,等.土地利用/土地覆被变化(LUCC)模型研究进展[J].地理学报,2009,64(4):456-468.
- [2]MUNROE D K, DANIEL M. Issues in spatially explicit statistical land-use /cover change (LUCC) models: Examples from western Honduras and the Central Highlands of Vietnam[J]. Land Use Policy, 2007, 24(3):0-530.
- [3]黄秋昊,蔡运龙.国内几种土地利用变化模型述评[J].中国土地科学,2005(5):25-30.
- [4]SONG X, YANG G, YAN C, et al. Driving forces behind land use and cover change in the Qinghai-Tibetan Plateau: A case study of the source region of the Yellow River, Qinghai Province, China[J]. Environmental Earth Sciences, 2009, 59(4):793-801.
- [5] KALNAY E, CAI M. Impact of urbanization and land-use change on climate[J]. Nature, 2003, 423(6939):528-531.
- [6]秦丽杰,张郁,许红梅,等.土地利用变化的生态环境效应研究——以前郭县为例[J].地理科学,2002(4):508-512.
- [7]JIYUAN L, WENHUI K, ZENGXIANG Z, et al. Spatiotemporal characteristics, patterns, and causes of land-use changes in China since the late 1980s[J]. Journal of Geographical Sciences, 2014, 24(2):195-210.
- [8]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.
- [9]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.
- [10]杨俊,解鹏,席建超,等.基于元胞自动机模型的土地利用变化模拟——以大连经济技术开发区为例[J].地理学报,2015,70(3):461-475.
- [11]谭敏,褚克坚,华祖林,等.基于LUCC的生态服务价值动态分析及预测——以徐州市区为例[J].水土保持研

究, 2014, 21 (2) :297-301.

[12] SONG Z J, CAO Y, TAN Y Z, et al. Land use and land cover change (LUCC) and landscape service: Evaluation, Mapping And Modeling[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2015, 26 (5) :1594.

[13] 喻锋, 李晓波, 张丽君, 等. 中国生态用地研究: 内涵、分类与时空格局[J]. 生态学报, 2015, 35 (14) :4931-4943.

[14] 张月朋, 常青, 郭旭东. 面向实践的生态用地内涵、多维度分类体系[J]. 生态学报, 2016, 36 (12) :3655-3665.

[15] 曾招兵, 陈效民, 李英升, 等. 上海市青浦区生态用地建设评价指标体系研究[J]. 中国农学通报, 2007 (11) :328-332.

[16] 邓小文, 孙贻超, 韩士杰. 城市生态用地分类及其规划的一般原则[J]. 应用生态学报, 2005 (10) :2003-2006.

[17] 李晓丽, 曾光明, 石林, 等. 长沙市城市生态用地的定量分析及优化[J]. 应用生态学报, 2010, 21 (2) :415-421.

[18] 彭建, 汪安, 刘焱序, 等. 城市生态用地需求测算研究进展与展望[J]. 地理学报, 2015, 70 (2) :333-346.

[19] 张骞, 高松峰, 高成全, 等. 近 20 年平顶山市生态用地及其生态系统服务演变[J]. 生态科学, 2018, 37 (3) :159-168.

[20] 李时雨, 刘艳芳, 孔雪松, 等. 武汉市生态用地景观格局的时空演化特征分析[J]. 测绘地理信息, 2016, 41 (3) :68-73.

[21] 蒙吉军, 王雅, 王晓东, 等. 基于最小累积阻力模型的贵阳市景观生态安全格局构建[J]. 长江流域资源与环境, 2016, 25 (7) :1052-1061.

[22] 朱敏, 谢跟踪, 邱彭华. 海口市生态用地变化与安全格局构建[J]. 生态学报, 2018, 38 (9) :3281-3290.

[23] 曹伟超, 鲁小丫, 马月伟, 等. 基于多时相夜间灯光数据的城市建成区提取研究——以西南地区为例[J]. 测绘工程, 2014, 23 (12) :48-51.

[24] 曾辉, 高凌云, 夏洁. 基于修正的转移概率方法进行城市景观动态研究——以南昌市区为例[J]. 生态学报, 2003 (11) :2201-2209.

[25] PENG J, WANG Y, ZHANG Y, et al. Evaluating the effectiveness of landscape metrics in quantifying spatial patterns[J]. Ecological Indicators, 2010, 10 (2) :217-223.

[26] THAPA R B, MURAYAMA Y. Examining spatiotemporal urbanization patterns in Kathmandu Valley, Nepal: Remote sensing and spatial metrics approaches. [J]. Remote Sensing, 2009, 1 (3) :534-556.

[27] 焦利民, 肖丰涛, 许刚, 等. 武汉都市区绿地破碎化格局对城市扩张的时空响应[J]. 资源科学, 2015, 37 (8) :1650-1660.

[28] COSTANZA R, D' ARGE R, GROOT R D, et al. The value of the world' s ecosystem services and natural capital 1[J]. World Environment, 1997, 25 (1) :3-15.

[29] NELSON E, MENDOZA G, REGETZ J, et al. Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales[J]. *Frontiers in Ecology & the Environment*, 2009, 7(1):4-11.

[30] 孙传淳, 甄霖, 王超, 等. 基于 InVEST 模型的鄱阳湖湿地生物多样性情景分析[J]. *长江流域资源与环境*, 2015, 24(7):1119-1125.

[31] PENG J, PAN Y, LIU Y, et al. Linking ecological degradation risk to identify ecological security patterns in a rapidly urbanizing landscape[J]. *Habitat International*. 2018 (71):110-124.

[32] 李强, 任志远. 基于 Logistic 回归分析的土地利用变化空间统计与模拟[J]. *统计与信息论坛*, 2012, 27(3):98-103.

[33] PENG J, ZHAO M, GUO X, et al. Spatial-temporal dynamics and associated driving forces of urban ecological land: A case study in Shenzhen City, China [J]. *Habitat International*, 2017, 60:81-90.

[34] 陶然. Logistic 模型多重共线性问题的诊断及改进[J]. *统计与决策*, 2008(15):22-25.

[35] 戴德艺, 饶映雪, 刘殿锋, 等. 1989~2015 年武汉市城市格局时空演变分析[J]. *长江流域资源与环境*, 2016, 25(10):1545-1554.

[36] 杜谦, 范文, 李凯, 等. 二元 Logistic 回归和信息量模型在地质灾害分区中的应用[J]. *灾害学*, 2017, 32(2):220-226.

注释:

1 武汉市政府文件(武政[1998]119号), 来源于武汉市政府门户网站(<http://www.wuhan.gov.cn/>).