

DOI: 10.5846/stxb202107061800

袁艺,周立志.城市化背景下小微湿地景观动态变化及其驱动因素.生态学报,2022,42(17):7028-7042.

Yuan Y, Zhou L Z. Dynamic changes in small wetland landscapes and their driving factors under the background of urbanization. Acta Ecologica Sinica, 2022, 42(17): 7028-7042.

城市化背景下小微湿地景观动态变化及其驱动因素

袁 艺^{1,2}, 周立志^{1,2,*}

1 安徽大学资源与环境工程学院, 合肥 230601

2 安徽大学湿地生态保护与修复安徽省重点实验室, 合肥 230601

摘要:小微湿地是指自然界在长期演变过程中形成的小型湿地。城市发展导致小微湿地大量消失,了解小微湿地景观动态变化特征及驱动因素是保护与管理小微湿地的重要基础。以合肥市包河区为研究区域,选取 2006—2018 年 4 期遥感影像,利用空间分析方法确定 2006—2010 年、2010—2014 年、2014—2018 年、2006—2018 年 4 个时期小微湿地景观动态变化,基于 300m×300m 的网格单元,结合增强回归树和地理加权逻辑回归模型,分析 13 个预测变量与小微湿地损失之间的关系。结果表明:2006—2018 年,小微湿地在整个研究区大范围减少,总面积下降了 60.8%,斑块数量减少了 60.5%,同时,小微湿地边缘复杂度降低,小微湿地间的空间距离增加,聚集程度降低。增强回归树模型显示,城市发展初期(2006—2010 年),周边用地类型(建设用地、旱地、林地和草地)变化是导致小微湿地损失的主要因素,中后期(2010—2018 年)各类型土地利用变化的相对影响有不同程度的下降,斑块面积和坡度对小微湿地损失的驱动作用逐渐凸显。2006—2018 年,建设用地变化(14.4%)、斑块面积(13.5%)、旱地变化(11.1%)、坡度(10.1%)、林地变化(8.5%)、草地变化(7.0%)是导致小微湿地损失的高重要性变量。地理加权逻辑回归模型揭示了高重要性变量对小微湿地损失影响的空间非平稳性特征,结果显示,除斑块面积系数的空间可视化无解释意义,其余高重要性变量对小微湿地损失的影响随地点的变化,贡献的大小和方向也有所不同。研究方法和结果可以为城市快速发展地区小微湿地的保护与管理提供理论支持。

关键词:小微湿地; 景观; 增强回归树; 地理加权逻辑回归; 合肥市

Dynamic changes in small wetland landscapes and their driving factors under the background of urbanization

YUAN Yi^{1,2}, ZHOU Lizhi^{1,2,*}

1 School of Resources and Environmental Engineering, Anhui University, Hefei 230601, China

2 Anhui Province Key Laboratory of Wetland Ecosystem Protection and Restoration, Anhui University, Hefei 230601, China

Abstract: The term “small wetland” refers to wetlands of small scale, which can stabilize ecological systems in the process of long-term development. Against the backdrop of rapid urbanization, many small wetlands have been disappearing, often in groups in cities. Understanding the dynamic changes and their driving factors in small wetlands provides an important basis for the effective protection and management of small wetlands. In this study, we took Baohe District in Hefei City as the research area and analyzed the landscape pattern characteristics by interpreting remote sensing data through time (2006, 2010, 2014, and 2018). The spatial analysis method was used to determine the dynamic changes in small wetland landscapes over four study periods of 2006—2010, 2010—2014, 2014—2018, and 2006—2018. Based on a 300 m × 300 m grid unit, boosted regression tree and geographically weighted logistic regression models were employed to identify the relationships between 13 predictive variables and the loss of small wetlands. The results showed that the total area of

基金项目:国家自然科学基金项目(32171530, 31472020)

收稿日期:2021-07-06; 采用日期:2021-12-29

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: zhoulz@ahu.edu.cn

small wetlands decreased by 60.8% and the number of patches decreased by 60.5% during the period from 2006 to 2018. At the same time, the extent and complexity of the perimeter of the small wetlands decreased, the spatial distance between the small wetlands increased, and the distribution tended towards more discrete. The boosted regression tree model quantified the relative influences of the predictive variables and determined high-importance variables to further analyze the nonlinear relationships between the variables and the decline in small wetlands. In the early stage of urbanization, changes in the surrounding land-use type were the major driving factors in the loss of small wetlands. In the middle and late stages of urbanization, both the trend in large-scale urban sprawl slowed down, and the relative importance of other land-use type changes also declined to varying extents. The driving factors of patch area and slope on the loss of small wetlands gradually increased in importance. Construction land changes (14.4%), patch area of small wetlands (13.5%), dryland changes (11.1%), slope (10.1%), forestland changes (8.5%), and grassland changes (7.0%) were high-importance variables of small wetland losses from 2006 to 2018. The local and spatial influences of these high-importance variables were analyzed further by geographically weighted logistic regression using coefficients determined at each sample point. With the exception that the spatial visualization of the small wetland patch areas had no explanatory significance, the influences of the remaining variables varied with location, and their contributions also differed in magnitude and direction. This study provides a reference for the protection and management of small wetlands in rapidly developing urban areas.

Key Words: small wetland; landscape; boosted regression tree; geographically weighted logistic regression; Hefei City

中国政府于 2018 年 10 月在湿地公约第十三届缔约方大会上提交《小微湿地保护与管理》决议草案并顺利通过,小微湿地(Small wetland)成为人们关注的焦点^[1]。小微湿地是指自然界在长期演变过程中形成的较稳定的一些小型、微型湿地,具有雨洪滞蓄、净化水质、生物多样性保护及景观游憩等重要的生态功能^[1-3]。目前国际上对小微湿地的面积还未有明确的界定,许多保护条例将面积小于 8 hm²的湿地界定为小微湿地,具体包括小型湖泊、水库、坑塘及宽度小于 10 m、长度在 5 km 以内的小型河道、沟渠等自然和人工湿地^[4-6]。国外对小微湿地的研究多集中于生境质量评估^[7]、生物多样性^[8]、水文过程^[9-10]等方面。国内的多数研究还处于介绍小微湿地的形成与发展和保护与管理的阶段^[2,6,11]。因此,对区域内小微湿地景观结构特征和动态变化的了解和分析显得紧迫而必要^[12-14]。

与河流、湖泊等大型湿地相比,小微湿地作为能够在城市中广泛分布的湿地类型,能够缓解土地资源紧张而带来的区域生态资源本底不足和生态空间空缺的情况,满足城市居民对多样性亲水空间的需求,同时为各类农业活动提供灌溉水源^[11,15-16]。然而,小微湿地面积小,生态结构不稳定,城市快速发展导致小微湿地大量减少^[17]。已有研究分析了城市化背景下小微湿地损失的程度,并确定了一些潜在的驱动因素,如城市化所带来的建设用地和农业扩张、人口增加及交通用地变化等经济社会因素,以及气候、水文、地形等自然因素^[12,18-21]。也有学者认为,小微湿地景观动态变化的驱动力应该从自身景观属性的角度分析^[22-26],如 1926—1960 年间,台湾桃园地区小微湿地的损失主要是小微湿地形状和大小等自身景观结构的影响而非建成区面积、距河流距离等外部驱动力的作用^[26]。

Logistic 回归、相关性分析和主成分分析等模型是小微湿地景观动态变化及驱动力分析的常用方法^[18-19,27]。然而,分析一些可以预见到的因素与小微湿地景观动态变化的相关性,包括对小微湿地损失影响的概率大小,缺乏实际研究意义。一方面,由于预测变量与响应变量之间的非线性关系使得小微湿地损失决定因素的评估变得复杂^[12,21,26,28];另一方面,传统全局回归模型假定回归参数在空间上是稳定不变的^[29],而小微湿地损失本质上是在空间上发生的,其与预测变量的关系也不一定是固定的。有学者应用地理探测器对小微湿地景观动态变化进行分析,解释预测变量的空间异质性问题^[30],然而,大多数学者忽略了将这两个方面结合起来。本文应用增强回归树(Boosted Regression Tree, BRT)模型量化预测变量相对重要性,探索预测变量与小微湿地损失间的非线性关系^[31],同时结合地理加权逻辑回归(Geographically Weighted Logistic

Regression, GWLR)模型分析预测变量的空间非平稳性特征^[32]。

合肥作为长江三角洲城市群的副中心城市,市内的包河区不仅经济质量发展居全市前列,湿地资源也极为丰富,特别是小微湿地数量多、分布广,各类小微湿地不仅为区域内农业提供灌溉功能,也形成了该地区特色的自然和人文景观^[30]。2006年以来,随着以土地开发为导向的城市规划和副中心城区滨湖新区的建设,包河区作为合肥市城镇建设和人类活动最活跃的地区之一,土地利用方式发生较大变化,小微湿地景观也发生较大改变。本文旨在了解城市发展背景下包河区小微湿地景观动态变化,以及利用 BRT 和 GWLR 模型分析一系列预测变量对小微湿地损失的影响,以期为城市化地区小微湿地的保护与管理提供决策支持。

1 研究区概况

包河区位于合肥市主城区东南部,总面积约 290 km²(其中巢湖水域面积约 70 km²)。地势较平坦,北高南低;属北亚热带季风气候,气候温和,年均气温约 15.7℃;年际降水量变化较大,降水量以夏季较为集中,年降雨量近 1000 mm。该区是合肥市四大主城区中湿地资源最丰富的城区,区内水系发达,南部紧邻巢湖,有包河、南淝河、十五里河、塘西河、派河等多条河流和高王水库、周岗水库等水库分布其中,形成了各类水库相通,蓄排水和农田灌溉及其它用水系统相互连接的网络。

根据《合肥市城市总体规划(1995—2010年)》、《合肥市土地利用规划(2006—2020年)》、《合肥市城市总体规划(2011—2020年)》、《包河区湿地保护总体规划(2018—2030年)》,结合城市发展情况以及小微湿地分布情况,将包河区除巢湖以外部分划分为4个片区,分别为老城区、经济开发区(以下简称经开区)、滨湖新区核心区、圩区(图1)。

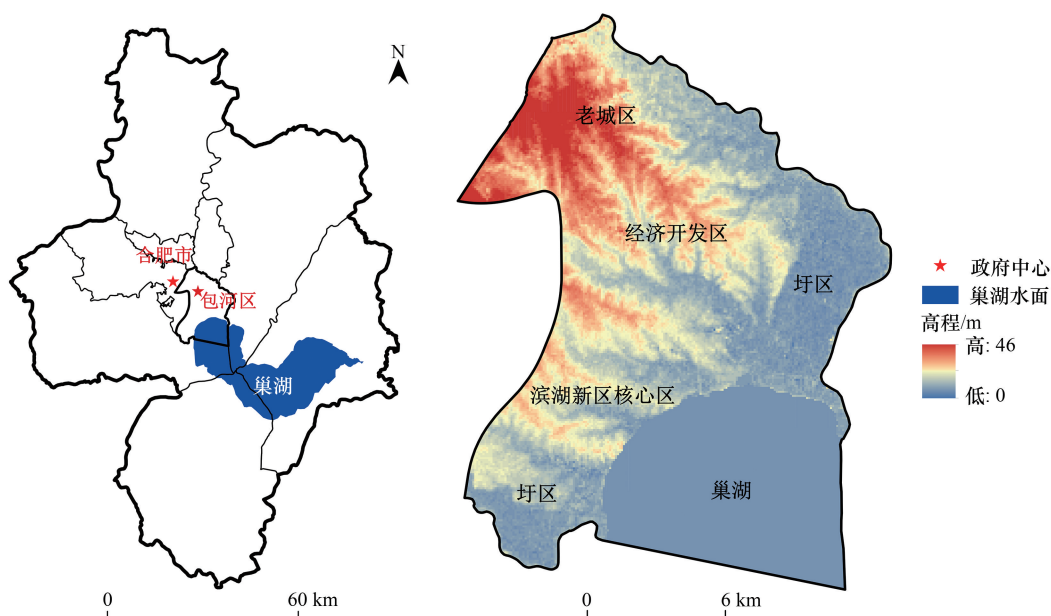


图1 研究区域地理位置

Fig.1 Location of study area

2 研究方法

2.1 数据来源及处理

遥感影像数据来源于美国地质调查局 USGS 平台(<https://earthexplorer.usgs.gov/>),研究选取季相较为一致,质量较好,轨道号均为 121 / 038 的 4 期 Landsat ETM+ / OLI 影像(2006 年 6 月 20 日、2010 年 6 月 15 日、

2014 年 6 月 10 日、2018 年 7 月 31 日)为基础数据,空间分辨率均为 30 m。经辐射定标、大气校正、融合等操作,得到的影像分辨率均为 15 m。根据研究区实际情况,参考土地利用现状分类标准(GB/T 21010—2017),利用 ENVI 5.3 对 4 期遥感影像进行人机交互解译,结合野外抽样验证及 Google Earth 历史影像对分类结果进行校验、修改,得到 4 期土地利用类型数据,包括水体、旱地、水田、林地、草地、建设用地、其他用地共 7 类。对分类结果进行精度验证,4 期分类总体精度均大于 90.0%,Kappa 系数均大于 0.88,符合精度所要求(表 1)。然后利用 ArcMap 10.7 绘制提取面积小于 8 hm²的水体和水田作为本文研究的小微湿地,所提取小微湿地的最小面积均为 0.02 hm²,2006 年、2010 年、2014 年、2018 年最大面积依次为 7.90 hm²、7.94 hm²、7.83 hm²、7.81 hm²。最后得到包含小微湿地在内的共计 8 类土地利用类型数据(表 2)。

表 1 土地利用类型分类精度验证

Table 1 Verification of classification accuracy of land-use type								
用地类型 Land-use type	2006 年		2010 年		2014 年		2018 年	
	用户精度	制图精度	用户精度	制图精度	用户精度	制图精度	用户精度	制图精度
	User's accuracy/%	Producer's accuracy/%	User's accuracy/%	Producer's accuracy/%	User's accuracy/%	Producer's accuracy/%	User's accuracy/%	Producer's accuracy/%
水体 Water	88.5	92.7	93.3	98.0	92.6	98.7	87.8	91.1
旱地 Dryland	94.9	91.6	97.2	89.4	94.5	94.9	96.9	91.6
水田 Paddy field	84.2	87.8	89.5	97.9	95.5	90.0	86.6	87.6
林地 Forestland	90.8	93.4	90.0	94.7	93.9	98.5	89.5	95.1
草地 Grassland	80.6	92.8	88.4	92.9	91.2	88.6	90.5	90.8
建设用地 Construction land	94.2	86.0	97.3	89.5	98.7	91.4	95.3	91.7
其他用地 Other land	86.1	93.6	86.8	95.7	88.0	90.8	83.7	92.2
总体精度 Overall accuracy/%	90.8		93.2		94.6		92.1	
Kappa 系数 Kappa coefficient	0.89		0.92		0.93		0.90	

表 2 包河区土地利用类型及描述

Table 2 Land-use type and description of Baohe District	
土地利用类型 Land-use type	描述 Description
小微湿地 Small wetland	指自然界在长期演变过程中形成的较稳定的小型、微型湿地,面积在 8 hm ² 以下,包括小型湖泊、水库、坑塘及宽度小于 10 m、长度在 5 km 以内的小型河道、沟渠等自然和人工湿地
水体 Water	在本文中指面积≥8 hm ² 的河流水面、湖泊水面、水库坑塘水面等自然或人工水体
旱地 Dryland	指无灌溉水源及设施,靠天然将水生长作物的耕地;有水源和浇灌设施,在一般年景下能正常灌溉的旱作物耕地;以种菜为主的耕地;正常轮作的休闲地和轮歇地
水田 Paddy field	在本文中指面积≥8 hm ² 的有水源保证和灌溉设施,在一般年景能正常灌溉,用于种植水稻、莲藕、芡实等水生农作物的耕地,包括实行水旱轮种的耕地
林地 Forestland	包括乔木林地、灌木林地、绿化林地等
草地 Grassland	包括草丛、灌丛草地等
建设用地 Construction land	包括城乡居民点、工矿及交通设施用地等用地
其他用地 Other land	包括裸地、未利用地等

2.2 景观格局指数

景观格局指数能够定量反映小微湿地景观结构组成和空间配置等方面的特征^[30]。分别从斑块水平统计小微湿地斑块数量和斑块面积;从景观水平计算小微湿地平均周长面积比、斑块密度、平均欧式最邻近距离和聚合度指数。景观格局指数计算在 Fragstats 4.2.1 软件中进行。

2.3 驱动机制

2.3.1 变量选择与处理

分别以 2006—2010 年、2010—2014 年、2014—2018 年、2006—2018 年 4 个时期的小微湿地变化值作为响应变量。“1”表示小微湿地损失区域,“0”表示小微湿地不变的区域。利用 ArcMap 10.7 创建随机点工具在小

小微湿地变化空间分布图上生成采样点,“0”和“1”的采样点数量大致相同。

基于以往研究^[18,33],结合研究区实际情况及数据的可获得性,选取 13 个预测变量(表 3)。预测变量处理中,为了量化小微湿地周边用地类型的变化,且考虑到小微湿地斑块面积可能具有尺度效应,利用 ArcMap 10.7 的创建渔网工具分别设定 150 m、300 m、450 m、600 m、750 m、900 m 的 6 种正方形网格,分别计算 4 个年份不同网格尺度下小微湿地斑块面积的变异函数模型,比较分析后发现较小的网格会破坏小微湿地的空间联系,较大的网格则可能掩盖小微湿地的细节特征。300 m 的网格尺度在刻画小微湿地的空间特征与模型运行效率方面取得较好的平衡。因此,选择 300 m 的网格(共计 3454 个)对小微湿地斑块面积和各类土地利用变化量进行计算。为统一像元大小,所有预测变量均基于 300 m 的网格计算。

表 3 网格单元预测变量描述
Table 3 Description of predictor variables in each grid cell

变量 Variable	单位 Unit	数据来源 Data source
小微湿地斑块面积 Patch area of small wetlands	hm ²	土地利用类型图
建设用地变化 Changes of construction land	hm ²	土地利用类型图
旱地变化 Changes of dryland	hm ²	土地利用类型图
林地变化 Changes of forestland	hm ²	土地利用类型图
草地变化 Changes of grassland	hm ²	土地利用类型图
其他用地变化 Changes of other land	hm ²	土地利用类型图
水田变化 Changes of paddy field	hm ²	土地利用类型图
水体变化 Changes of water	hm ²	土地利用类型图
人口变化 Population changes	人	https://www.worldpop.org/ 分辨率: 100m
数字高程模型 Digital elevation model	m	https://earthexplorer.usgs.gov/ 分辨率: 90m
坡度 Slope	°	https://earthexplorer.usgs.gov/ 分辨率: 90m
距道路距离 Distance to roads	km	https://www.openstreetmap.org/
距河流距离 Distance to rivers	km	土地利用类型图

2.3.2 增强回归树模型

BRT 模型构建于传统的分类回归树算法基础之上,通过不断地随机选择和自学习方法产生多重回归树,进而提高模型的稳定性和预测精度^[34]。其优势在于能够处理不同类型的预测变量,对数据的共线性问题不敏感,无需事先进行数据变换或者剔除异常值,可以拟合复杂的非线性关系和交互作用,输出的预测变量相对贡献率和拟合函数曲线较为直观^[35]。

模型拟合调用 R 4.1.0 软件中“caret”、“gbm”和“dismo”等包实现。模型拟合中,有学习速率、树复杂度、袋分数和分布函数 4 个参数需要设置。由于本文的响应变量为二分类变量,通常设置分布函数为“bernoulli”,其余参数设置比较几种参数组合,学习速率:0.005、0.01、0.05、0.1,树复杂度:4、5、6,袋分数:0.5 和 0.75。对数据集进行 10 折交叉验证,将交叉验证后与测试集最高平均精度相对应的参数组合作为最优参数设置,同时将该参数组合下交叉验证精度最高的一组作为测试集,其余作为训练集重新构建模型。利用受试者工作特征曲线下面积(Area Under the ROC Curve, AUC)进行模型评估,一般 AUC 值大于 0.70 的模型较为合适^[36]。BRT 模型结果将相对影响进行缩放,使其相加和为 100%,相对影响值越大表示对小微湿地损失的影响越大。与传统的回归模型相比,BRT 模型没有 *P* 值来表示变量的显著性意义^[34]。本文预测变量的重要性通过与相对影响中位数值的大小比较得出,相对影响超过中位数值预测变量被认为是高重要性变量,反之为低重要性^[37]。

2.3.3 地理加权逻辑回归模型

GWLR 模型是经典逻辑回归模型的扩展,允许局部而非全局的参数估计,以探索驱动因素的空间差异性,其实质是利用基于距离加权的局部样本估计出每个样本点各自独立的参数值^[29]。模型通过计算每个测量点的系数来反映空间异质性,同时能够得到每个测量点系数的 *P* 值^[38]。模型表达式为:

$$\text{logit}(p_i) = \text{logit}\left(\frac{p_i}{1-p_i}\right) = \beta_0(u_i, v_i) + \sum_k \beta_k(u_i, v_i) x_{i,k}$$

式中, (u_i, v_i) 为采样点 i 的坐标; $\beta_k(u_i, v_i)$ 为采样点 i 上的第 k 个回归参数, 是关于地理位置的函数; p_i 是响应变量为 1 (小微湿地损失) 的发生概率。

BRT 模型得到的高重要性变量, 利用 GWLR 模型依次对单个变量进行拟合, 然后借助 ArcMap 10.7 的反距离权重插值对 GWLR 所得的每个数据点的估计系数和系数的 P 值可视化呈现, 确定预测变量的空间异质性。GWLR 模型拟合涉及核函数类型选择、最优带宽选择方法和带宽选择标准。本文选择自适应双重平方函数为核函数类型计算空间权重矩阵, 采用黄金分割搜索法产生系列带宽, 赤池信息准则确定最优带宽。模型拟合过程借助 MGWR 2.2.0 软件实现。

3 结果

3.1 研究区土地利用变化

从图 2 可以看出, 2006—2018 年, 旱地和建设用地分别是研究区减少和增加最为明显的土地利用类型。2006 年, 旱地是研究区主要用地类型, 占土地利用总面积的 30.9%, 随后逐年降低, 2018 年仅占总面积的 15.0%, 滨湖新区核心区附近旱地消失最明显。建设用地面积由 2006 年的 6625.84 hm^2 增加至 2018 年的 10432.43 hm^2 , 成为研究区主要的用地类型, 建设用地发展的方向由老城区和滨湖新区核心区西部逐渐向巢湖方向扩散。草地面积整体呈上升趋势, 在 2014—2018 年期间增加最为明显, 增加了 1439.92 hm^2 。林地面积

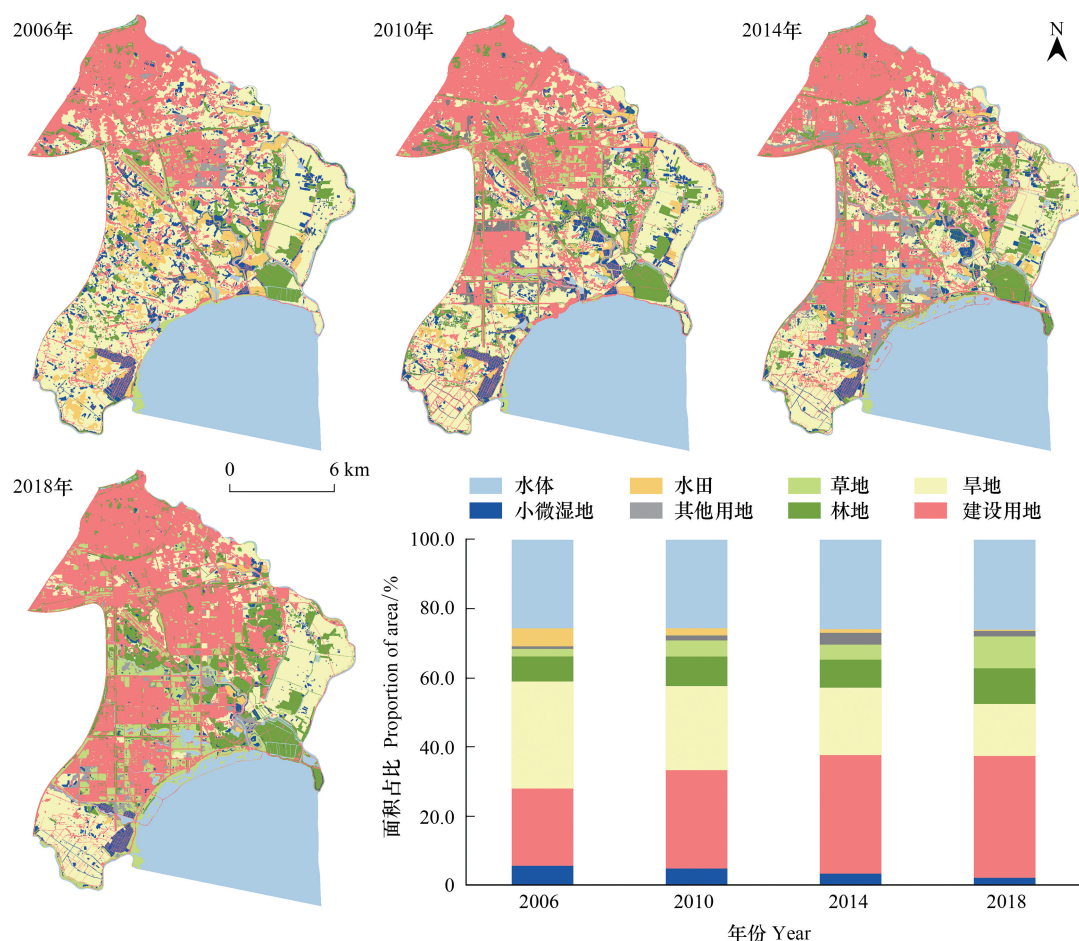


图 2 研究区土地利用类型及面积占比

Fig.2 Land-use type and the proportion of land-use areas in study area

积呈现出逐年缓慢增长的趋势。水田面积则从 2006 年的 1539.68 hm² 减少到 2018 年的 104.04 hm², 减少了 93.2%, 是研究区减少幅度最大的用地类型。其他用地在 2006—2014 年从 216.01 hm² 增加到 1009.37 hm², 到 2018 年又降至 471.89 hm²。水体面积的变化较为稳定, 其中包括 7000 hm² 左右固定巢湖水面面积。2006—2018 年, 小微湿地面积从 1684.66 hm² 减少到 659.70 hm², 减少了 60.8%, 2010—2014 年是小微湿地面积减少最多的时期, 减少了 433.47 hm²。

3.2 小微湿地景观动态变化

3.2.1 小微湿地景观格局指数变化

从表 4 可以看出, 2006—2018 年, 小微湿地总的斑块数量减少了 60.5%。其中, 水体型小微湿地数量呈持续减少的趋势, 水田型小微湿地斑块数量则是呈先上升后下降趋势, 最大值出现在 2010 年。水田型和 水体型小微湿地斑块面积分别减少了 585.37 hm² 和 439.59 hm²。其中, 2006—2010 年是水体型小微湿地斑块面积减少最多的时期, 减少了 207.54 hm²。2010—2014 年是水田型小微湿地斑块面积减少最多的时期, 减少了 304.15 hm²。从斑块面积的分布情况来看, 水田型小微湿地的平均斑块面积总体上大于水体型小微湿地。水体型小微湿地的平均斑块面积整体变化幅度较小, 略有上升, 水田型小微湿地平均斑块面积则是呈先下降后上升趋势, 最小值出现在 2010 年。此外, 4 个研究时期, 75% 的水体型小微湿地面积都不超过 0.80 hm², 说明研究区水体型小微湿地以较小斑块为主。2006—2018 年, 水体型小微湿地斑块面积的第一四分位数由 0.09 hm² 上升到 0.18 hm², 说明有相当一部分小面积的水体型小微湿地斑块消失。

表 4 斑块水平小微湿地景观格局指数变化

Table 4 Changes in landscape pattern index of small wetlands in patch level

年份 Year	小微湿地类型 Small wetland type	斑块数量 Patch number	斑块面积 Patch area/hm ²		
			总面积 Total area	平均值 Mean	中位数 (第一四分位数, 第三四分位数) Median (1rd quartile, 3rd quartile)
2006	水体型	1893	1051.21	0.56	0.36(0.09, 0.77)
	水田型	307	633.45	2.06	1.31(0.56, 3.05)
2010	水体型	1395	843.67	0.60	0.32(0.11, 0.72)
	水田型	521	605.38	1.16	0.41(0.11, 1.44)
2014	水体型	1273	714.35	0.57	0.32(0.09, 0.68)
	水田型	155	301.23	1.94	1.17(0.26, 3.07)
2018	水体型	850	611.62	0.72	0.41(0.16, 0.79)
	水田型	18	48.08	2.67	1.13(0.42, 4.80)

斑块周长面积比是衡量景观中斑块形状特征的指标, 可以用来表征小微湿地斑块的边界效应。表 5 显示, 小微湿地的平均周长面积比呈波动下降趋势, 最大值出现在 2014 年, 可以看出小微湿地斑块边缘的复杂程度整体上是下降的。小微湿地斑块密度呈先上升后下降趋势, 最大值同样出现在 2014 年, 2018 年斑块密度达到最低, 说明小微湿地在斑块破碎化程度达到最大后有一个大量消失的过程。小微湿地斑块间的平均欧氏最邻近距离逐渐增加, 在 2018 年达到最大, 同时, 聚合度指数持续降低, 在 2018 年达到最小值。

表 5 景观水平小微湿地景观格局指数变化

Table 5 Changes in landscape pattern index of small wetlands in landscape level

年份 Year	平均周长面积比 Mean perimeter-area ratio	斑块密度 Patch density/ (个 / km ²)	平均欧氏最邻近距离 Mean Euclidean nearest neighbor distance / m	聚合度指数 Aggregation index/%
2006	1172.28	130.59	87.79	80.46
2010	1139.25	132.23	100.26	79.64
2014	1199.69	141.61	111.21	79.05
2018	991.45	131.55	159.62	78.73

3.2.2 小微湿地空间分布

图 3 可以看出,2006—2018 年,小微湿地在整个研究区大范围减少,滨湖新区核心区是损失较为严重的区域,小微湿地损失的同时也有少量小微湿地斑块的增加,主要分布在十五里河沿岸和西南部的圩区。不同时间段的小微湿地空间变化呈现出明显的异质性特征。2006—2010 年,滨湖新区核心区西部是小微湿地损失较为严重的区域,老城区和经开区也有不同程度的小微湿地损失。2010—2014 年,小微湿地损失严重的区域由滨湖新区核心区西部向东部移动。2014—2018 年,小微湿地的变化范围明显缩小,损失主要发生在十五里河沿岸和西南部的养殖渔场附近。

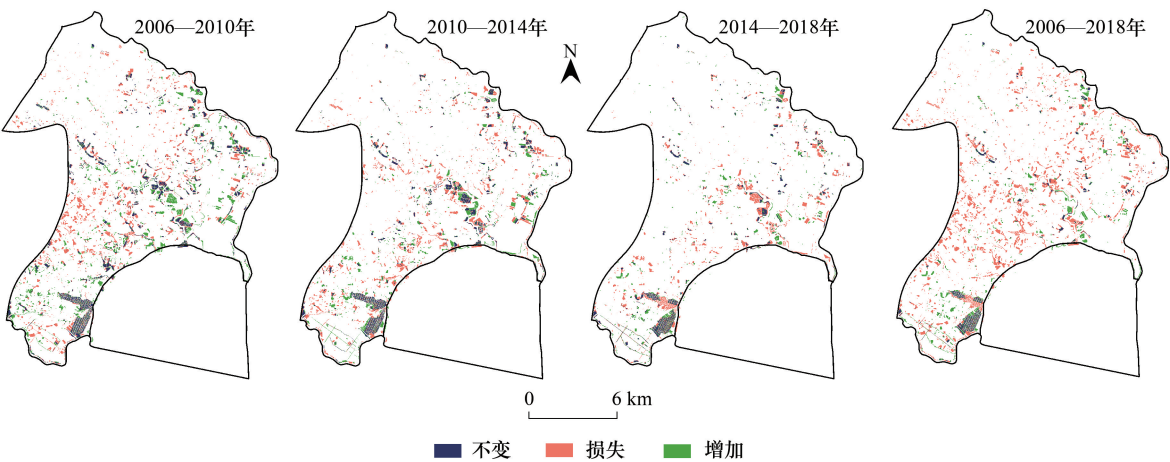


图 3 小微湿地空间分布变化
Fig.3 Spatial distribution changes of small wetland

3.3 小微湿地变化驱动机制

3.3.1 BRT 模型评价

从表 6 可以看出,4 个时间段训练集、测试集、数据集的 AUC 值分别在 0.81—0.91、0.74—0.87、0.80—0.91 之间,均大于 0.70,说明模型拟合效果较好。

表 6 BRT 模型参数设置及模型评估结果
Table 6 Parameter setting and model evaluation results in BRT model

时间段 Period		2006—2010 年	2010—2014 年	2014—2018 年	2006—2018 年
参数 Parameters	采样点个数	10325	9122	8701	6446
	学习率	0.1	0.05	0.05	0.05
	树复杂度	5	5	6	5
	袋分数	0.5	0.5	0.5	0.5
	最佳树数量	1500	2350	1100	4100
结果 Results	训练集 AUC 值	0.91	0.81	0.81	0.87
	测试集 AUC 值	0.87	0.74	0.75	0.81
	数据集 AUC 值	0.91	0.80	0.80	0.86

3.3.2 预测变量相对影响

从图 4 可以看出,小微湿地斑块面积、建设用地变化、旱地变化、林地变化、草地变化、坡度在 4 个时间段均属于高重要性变量,这些变量共分别解释了 65.9% (2006—2010 年)、63.0% (2010—2014 年)、61.5% (2014—2018 年)、64.6% (2006—2018 年) 的小微湿地损失。人口变化、数字高程模型、其他用地变化、水田变化、水体变化、距道路距离、距河流距离在 4 个时间段均不属于高重要性变量。2006—2010 年对小微湿地损失影响最大的前 4 位均是小微湿地周边土地利用变化,其相对影响的总和为 48.3%。2010—2018 年,建设用

地变化和斑块面积是最重要的两个预测变量。

2006—2018 年,建设用地变化是对小微湿地损失影响最大的因素(14.4%),其次是小微湿地斑块面积(13.5%),其余高重要性变量的相对影响依次为:旱地变化(11.1%)、坡度(10.1%)、林地变化(8.5%)、草地变化(7.0%)。

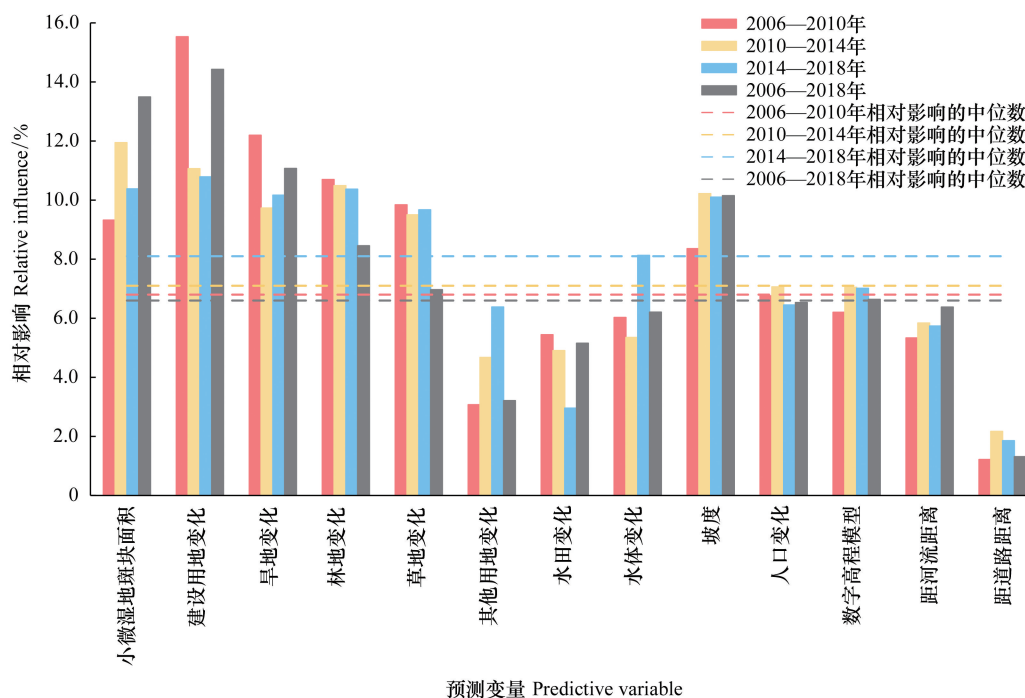


图4 预测变量对小微湿地损失的相对影响

Fig.4 Relative influence of predictor variables on the loss of small wetlands

3.3.3 高重要性变量驱动机制

进一步对4个时期相对影响大于中位数变量的高重要性变量绘制部分依赖图,部分依赖图表示在控制其他所有变量均值不变的情况下,某一变量对小微湿地损失的影响。从图5可以看出,不同时间段,小微湿地损失对同一个变量的响应趋势相似。小微湿地斑块面积越小,小微湿地损失的可能性越高;小微湿地的损失可能性随小微湿地周边土地利用类型面积的增加而上升,增加到某一阈值时,对小微湿地损失的影响可能不再增大;坡度对小微湿地损失的影响趋势总体较为平稳。

2006—2018 年,当斑块面积在 $0.02\text{--}3.2\text{ hm}^2$ 范围内时与小微湿地损失呈正相关。小微湿地周边建设用地扩张对小微湿地损失的影响阈值在 $2.5\text{--}6.5\text{ hm}^2$,面积增加超过 6.5 hm^2 对小微湿地损失的影响不再增大。同样地,旱地面积增加到 2.7 hm^2 左右会威胁到小微湿地的生存。此外,林地和草地面积增加对小微湿地的损失的影响也不容忽视,林地面积增加超过 2.4 hm^2 时与小微湿地损失呈正比,随着林地面积的增加,对小微湿地损失的影响有不断增加的趋势。草地面积增加超过 2.3 hm^2 时与小微湿地损失呈正比;坡度大于 2.6° 的区域与小微湿地损失呈正相关。

图6显示2006—2018年高重要性变量对小微湿地损失的影响随空间位置的变化。对变量采样点处的系数值和系数的 P 值进行空间插值并叠加,设显著性水平 $\alpha = 0.05$, P 值小于 0.05 的采样点所形成的插值面表示变量对小微湿地损失有显著性影响的区域,暖色调和冷色调分别表示显著正向和负向影响,白色区域表示变量对小微湿地损失无显著性影响的区域($P \geq 0.05$)和巢湖水面。此外,由于小微湿地斑块面积属于小微湿地自身景观结构特征,系数的空间可视化无解释意义,故不在模型结果中体现。

图6可以看出,变量系数存在明显的空间差异。除去与小微湿地损失无相关性的区域,建设用地变化整

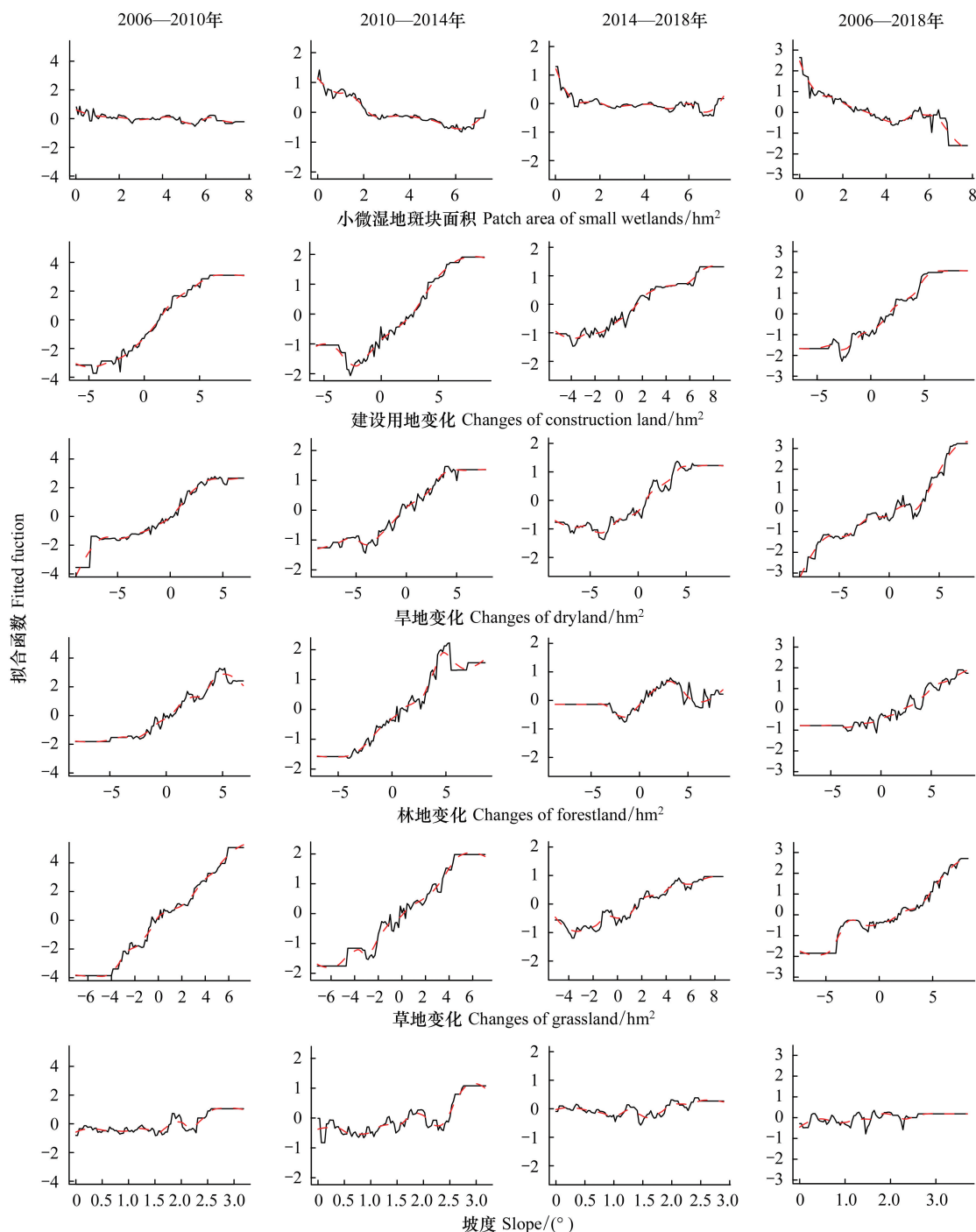


图 5 高重要性变量对小微湿地损失影响的部分依赖图

Fig.5 Partial dependence plots of the influence of high-importance variables on the loss of small wetlands

x 轴向外的刻度表示预测变量的数据范围,向内的刻度表示预测变量的十分位数据分布; y 轴的数值大于 0 表示预测变量与小微湿地损失呈正相关,小于 0 表示负相关,等于 0 表示无相关关系

体与小微湿地损失呈显著正相关关系($P<0.05$),系数最大值分别出现在老城区和滨湖新区核心区西部,系数的大小往巢湖方向逐渐降低;林地变化整体与小微湿地损失呈显著负相关关系($P<0.05$),系数最小值为 -0.64 ;旱地变化仅在西南部的圩区附近与小微湿地损失呈显著正相关($P<0.05$),其余区域对小微湿地损失无显著正向影响;草地变化在滨湖新区核心区东部与小微湿地损失显著正相关($P<0.05$),其余区域与小微湿

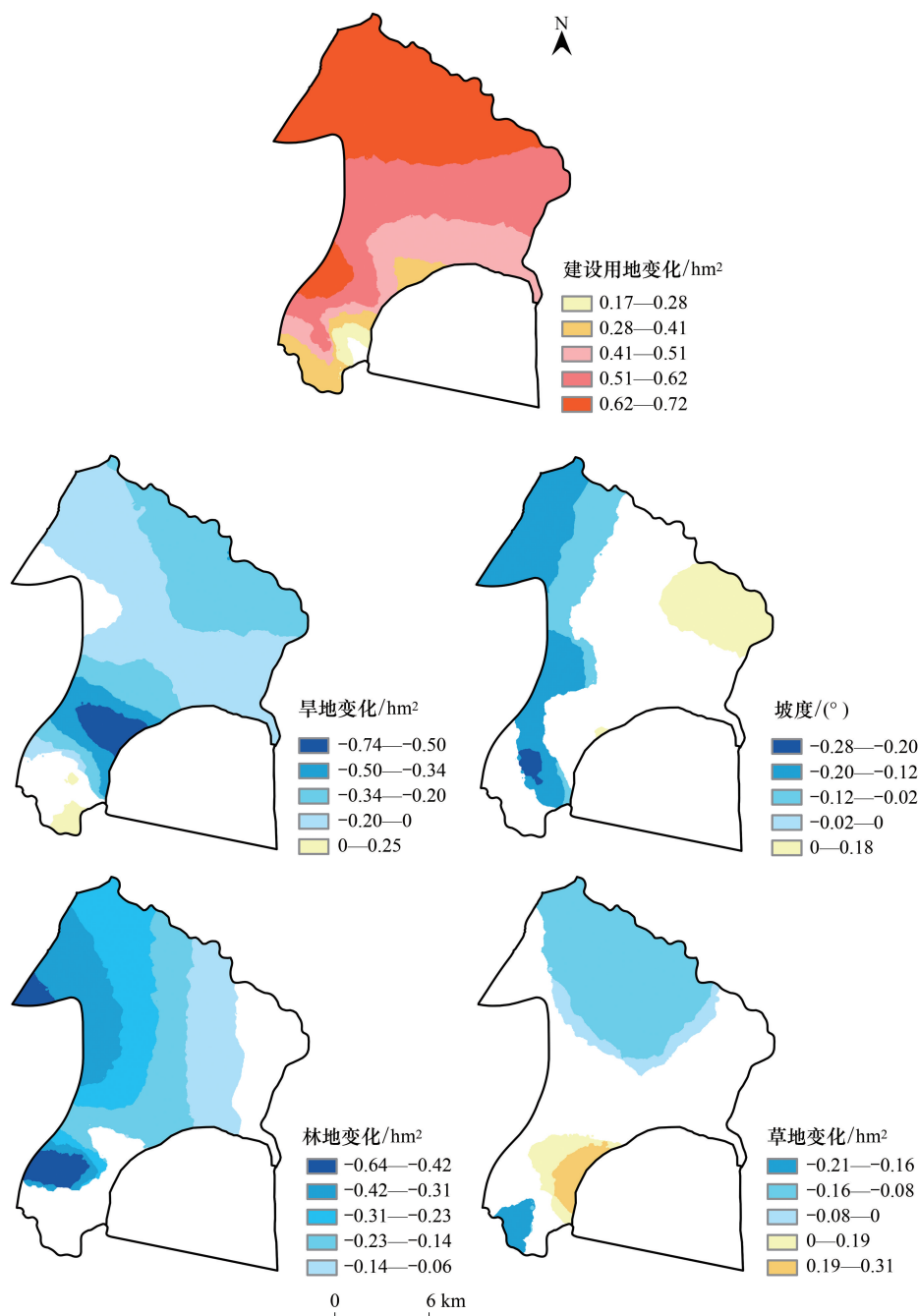


图6 2006—2018年地理加权逻辑回归模型高重要性变量系数空间分布

Fig.6 Spatial distribution of high-importance variable coefficients in GWLR model from 2006 to 2018

地损失呈显著负相关($P < 0.05$)或无相关关系;坡度在研究区大部分区域与小微湿地损失呈显著负相关($P < 0.05$)或无相关关系,在研究区东北角和东南部有小片区域与小微湿地损失呈显著正相关关系($P < 0.05$)。

4 讨论

4.1 小微湿地景观动态变化及驱动因素

城市快速发展背景下,包河区内小微湿地在2006—2018年间大范围消失,总面积和总斑块数量减少均超过60%,这种减少趋势同样出现在其他一些城市快速发展的地区^[19-20,30]。小微湿地损失的主要驱动因素包

括周边土地利用变化、自身景观属性和地形条件 3 个方面,各驱动因素对小微湿地损失的影响具有明显的阶段性特征。2005 年,合肥市提出“141”城市空间发展战略,其中一个重要的举措是规划沿巢湖建立滨湖新区,以实现合肥市通过巢湖、走入长江、融入长三角城市群的发展目标。2006 年,包河区内启动滨湖新区建设,开启了现代化滨湖城市建设的新篇章。城市快速发展初期(2006—2010 年),城市建设以先修路,后沿道路向外延伸开发为主^[39],当小微湿地所能够带来的经济效益低于周边土地利用方式改变带来的效益时就容易发生转变^[18,26]。在此开发背景下,相比于自身景观属性和地形条件等因素,周边土地利用(建设用地、旱地、林地和草地)变化对小微湿地损失的影响显得更为重要。在该阶段所能观察到研究区两种类型的小微湿地有着不同的变化,水体型小微湿地表现为数量急速下降,而水田型小微湿地数量却有所增加,可能是由于水体型小微湿地平均斑块面积较小,往往会先消失,而平均斑块面积相对较大的水田型小微湿地更容易被分割^[11,21,28]。中后期(2010—2018 年),合肥市进一步提出“1331”市域空间发展规划,加快了包河区城镇化、工业化、农业集约化发展速度,城市建设由“扩张式”变为“填充式”发展^[39]。随着城市建设大范围扩张的趋势有所缓解,各类型周边土地利用变化的相对影响相较于前期也有不同程度的下降,斑块面积和坡度对小微湿地损失的驱动作用逐渐凸显。该阶段,与水体型小微湿地数量持续下降不同的是,水田型小微湿地经历斑块破碎化后数量急速下降的过程。有研究表明,较大面积的小微湿地逐渐被分裂成较小的斑块,在一定程度上代替了先消失的那一部分小的斑块,进而快速消失^[21]。从小微湿地景观空间分布格局来看,斑块数量的减少使得剩余小微湿地间的空间距离增加,聚集程度降低,这种变化会导致小微湿地生态系统服务功能不成比例的损失^[40—41],小微湿地间距离的增加会阻碍物种迁移,从而对生物多样性造成负面影响^[27,42]。

建设用地变化是 2006 年到 2018 年小微湿地损失的最主要驱动因素,建设用地变化对小微湿地损失的影响大小由老城区和滨湖新区核心区西部向巢湖方向逐渐降低。尽管滨湖新区核心区是建设用地增加最明显的区域,但是对小微湿地损失的影响却不是最大的,老城区建设用地变化的影响反而更高。可能是由于老城区作为最早的城市中心,居住区和商业用地密集,内部填充空间有限,在建设用地扩张过程中更容易导致小微湿地损失,而滨湖新区属于近期规划的城市新区,在建设过程中更注重保留湿地,加强生态景观与城市风貌的协调建设^[20,24,39,43]。BRT 模型还得到小微湿地损失对于土地利用变化的响应阈值(图 5),如小微湿地周边旱地面积增加 2.7 hm^2 左右会威胁到小微湿地的生存。实际上,由于建设用地侵占、退耕还林工程等因素的影响,研究区内旱地面积大量减少,仅在圩区保留少量基本农田,但是,圩区作为农用地重点整理区域,大范围调整农业结构,水田和水体型小微湿地被疏浚或排干,改造为旱地,以满足生态农业对作物多样性的需求^[44],这就解释了除西南部圩区以外,旱地变化对小微湿地损失无显著正向影响的原因。值得一提的是,随着退耕还林工程和环巢湖生态示范区建设等项目的持续推进,研究区林、草地面积有所增加,BRT 显示周边林、草地面积增加超过 2.4 hm^2 左右时会导致小微湿地损失,但是 GWLR 模型结果显示周边林、草地面积变化对小微湿地的持续存在有一定的正向促进作用。究其原因,尽管研究区林、草地面积有所增加,但更多的是“见缝插绿”而非成片增加。相关研究表明,林、草地对周边水质的净化有一定的正效应^[45—46],且周围有林、草地的小微湿地,其综合生态系统服务的质量较高^[18]。

以往的一些研究表明,城市中大多数小微湿地是人为创建的,小微湿地的存在或消失更多是基于管理者的意愿^[24,47],所以小微湿地自身景观属性的影响很容易被忽略。本文研究结果显示,斑块面积对小微湿地损失的相对影响排在第 2 位,小微湿地损失对于网格单元内斑块面积变化的响应阈值在 0.02—3.2 hm^2 之间。一方面,说明小微湿地面积越小损失的可能性越大。面积较小的小微湿地除了更容易被人为侵占外^[12],相比于较大面积的小微湿地,小面积的小微湿地通常有更小的径流输入量和更大的单位面积浅层地下水流出量,因而更容易损失^[10,20];另一方面,说明小微湿地在小范围内的聚集程度越高,越不容易损失,有研究表明,多个小而集中的小微湿地在养分截留和对污染物的净化方面比等面积的大湿地效率更高^[48—49]。本文利用 Google Earth 高清历史影像结合实地调查,观察了研究区几个不同区域的小微湿地情况,发现面积较小的小微湿地一般都是村塘、季节性水塘,其蓄水能力差、自身结构不完善,主要依附降水与邻近水体间的水源联系,这

些小微湿地容易被污染、废弃或受到自然演替的影响^[33];小范围集中分布的小微湿地多为河流沿岸聚集的养殖塘、灌溉塘和水田等,这些小微湿地的水系连通性较强,不易损失^[13,27]。最后,本文还得出坡度对于小微湿地损失的相对影响较高,这可能是由于下垫面地形条件对小微湿地的变化有着重要的影响^[30]。当坡度小于2.6°时,与小微湿地损失呈负相关,从水文学角度来看,坡度陡缓是影响地表水汇流情况的主要因素^[50],坡度平缓地区的小微湿地更容易接受来自高地的径流输入^[10]。

本文利用 BRT 模型量化预测变量的相对影响,拟合高重要性变量与小微湿地损失之间的非线性关系,结合 GWLR 模型分析高重要性变量的空间异质性,改进了以往仅采用单一全局回归模型或者单一空间回归模型对小微湿地损失的驱动力研究。同时,文章也存在一些不足之处,在预测变量选取时,由于数据获取限制,未能选择气候、水文因素分析对小微湿地损失的影响。另外,受限于遥感影像精度,本文所能提取最小面积的小微湿地仅为 0.02 hm²,研究区还应当存在大量的、面积更小的小微湿地^[17]。在后续的研究中,将通过野外调查或利用更高精度的遥感影像作为手段,更全面地研究影响小微湿地损失的因素并对面积更小的小微湿地予以关注。

4.2 小微湿地保护与管理

城市化是一个不可逆的过程,应当对小面积的小微湿地或者是在小范围内集中分布的小微湿地予以特别关注,加强小微湿地间、小微湿地与其他湿地间的水系连通性,防止其进一步损失。在后续的城市开发过程中,要充分意识小微湿地生态价值,加强小微湿地的编目和价值评估,加强小微湿地生态服务功能和生态服务价值的宣传与示范,将城市小微湿地与林地一样纳入城市绿地保护的刚性要求。同时,建议在城市不同发展区域新建一批小微湿地修复示范工程,注重绿地资源的合理配置,在小微湿地保护与恢复的前提下,积极探索小微湿地保护与开发的平衡点,合理利用其生态服务功能。最后,已有部分地区将小微湿地纳入湿地保护体系^[4-5],未来还应尽快制定与小微湿地有关的国家、行业及地方标准,建立小微湿地生态保护与恢复的激励机制,指导小微湿地保护与开发的科学开展。

5 结论

城市化背景下,包河区小微湿地的景观格局发生较大改变,表现为数量和面积急剧下降,伴随着斑块边缘复杂程度的降低,空间分布更加“孤立”。2006 至 2018 年间,导致研究区小微湿地损失的高重要性变量可以概括为周边土地利用变化、自身景观属性和地形条件三个方面。周边土地利用变化方面,建设用地变化是导致小微湿地损失的最主要因素,其在整个研究区均与小微湿地损失呈正相关。从自身景观属性看,小微湿地斑块面积对其自身的影响表现为小面积的斑块更容易消失。小微湿地的损失与地形条件也密切相关,坡度越陡,小微湿地损失越明显。小微湿地在城市中广泛分布,具有重要的生态价值,在当前小微湿地备受关注和亟需保护的背景下,本研究结果可以为快速城市化地区的小微湿地保护提供一定的理论依据。

参考文献 (References):

- [1] Ramsar Convention on Wetlands. Resolution XIII.21: Conservation and management of small wetlands. Dubai: 13th Meeting of the Conference of the Contracting Parties to the Ramsar Convention on Wetlands (2018-10-29) [2021-07-01]. https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/xiii.21_small_wetlands_e.pdf.
- [2] 任全进, 季茂晴, 于金平. 小微湿地的作用及营造方法. 现代农业科技, 2015, (13): 225-225, 230-230.
- [3] An S Q, Zhang X B, Song S Y, Zhao H, Jeelani N. Wetland restoration in China: principles, techniques, and practices//An S Q, Verhoeven J T A, eds. Wetlands: Ecosystem Services, Restoration and Wise Use. Cham: Springer, 2019: 187-218.
- [4] 无锡市人民代表大会常务委员会. 无锡市湿地保护条例. (2021-04-22) [2021-07-01]. <http://www.wuxi.gov.cn/doc/2021/04/22/3266252.shtml>.
- [5] 江苏省人民代表大会常务委员会. 淮安市湿地保护条例. (2021-05-27) [2021-07-01]. http://www.jsrd.gov.cn/zyfb/dfgl/202106/t20210602_530246.shtml.
- [6] 赵晖, 陈佳秋, 陈鑫, 熊依依, 安树青. 小微湿地的保护与管理. 湿地科学与管理, 2018, 14(4): 22-26.

- [7] Jeffries M J. Ponds and the importance of their history; an audit of pond numbers, turnover and the relationship between the origins of ponds and their contemporary plant communities in south-east Northumberland, UK. *Hydrobiologia*, 2012, 689(1): 11-21.
- [8] Davies S R, Sayer C D, Greaves H, Siriwardena G M, Axmacher J C. A new role for pond management in farmland bird conservation. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2016, 233: 179-191.
- [9] Krapu C, Kumar M, Borsuk M. Identifying wetland consolidation using remote sensing in the North Dakota prairie pothole region. *Water Resources Research*, 2018, 54(10): 7478-7494.
- [10] Hayashi M, Van der Kamp G, Rosenberry D O. Hydrology of prairie wetlands: understanding the integrated surface-water and groundwater processes. *Wetlands*, 2016, 36(2): 237-254.
- [11] 崔丽娟, 雷茵茹, 张曼胤, 李伟. 小微湿地研究综述: 定义、类型及生态系统服务. *生态学报*, 2021, 41(5): 2077-2085.
- [12] Fairchild G W, Robinson C, Brainard A S, Coutu G W. Historical changes in the distribution and abundance of constructed ponds in response to changing population density and land use. *Landscape Research*, 2013, 38(5): 593-606.
- [13] Vanderhoof M K, Christensen J R, Alexander L C. Patterns and drivers for wetland connections in the prairie pothole region, United States. *Wetlands Ecology and Management*, 2017, 25(3): 275-297.
- [14] Serran J N, Creed I F. New mapping techniques to estimate the preferential loss of small wetlands on prairie landscapes. *Hydrological Processes*, 2016, 30(3): 396-409.
- [15] Hassall C. The ecology and biodiversity of urban ponds. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 2014, 1(2): 187-206.
- [16] 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*, 2017, 23(3): 986-999.
- [17] Arntzen J W, Abrahams C, Meilink W R M, Iosif R, Zuiderwijk A. Amphibian decline, pond loss and reduced population connectivity under agricultural intensification over a 38 year period. *Biodiversity and Conservation*, 2017, 26(6): 1411-1430.
- [18] Curado N, Hartel T, Arntzen J W. Amphibian pond loss as a function of landscape change-a case study over three decades in an agricultural area of northern France. *Biological Conservation*, 2011, 144(5): 1610-1618.
- [19] Burgin S, Franklin M J M, Hull L. Wetland loss in the transition to urbanisation: a case study from western Sydney, Australia. *Wetlands*, 2016, 36(6): 985-994.
- [20] Huang S L, Lee Y C, Budd W W, Yang M C. Analysis of changes in farm pond network connectivity in the peri-urban landscape of the Taoyuan area, Taiwan. *Environmental Management*, 2012, 49(4): 915-928.
- [21] Johnston C A, McIntyre N E. Effects of cropland encroachment on prairie pothole wetlands: numbers, density, size, shape, and structural connectivity. *Landscape Ecology*, 2019, 34(4): 827-841.
- [22] Melly B L, Gama P T, Schael D M. Spatial patterns in small wetland systems: identifying and prioritising wetlands most at risk from environmental and anthropogenic impacts. *Wetlands Ecology and Management*, 2018, 26(6): 1001-1013.
- [23] Li Y F, Wu Y Q, Wright A, Xu J Y, Liu H Y, Wang G, Wang C. Integrated factor analysis of water level variation in geographically isolated ponds. *Environmental Science and Pollution Research*, 2020, 27(31): 38861-38870.
- [24] Thornhill I, Batty L, Hewitt M, Friberg N R, Ledger M E. The application of graph theory and percolation analysis for assessing change in the spatial configuration of pond networks. *Urban Ecosystems*, 2018, 21(2): 213-225.
- [25] Haque A, Ali G, Badiou P. Hydrological dynamics of prairie pothole wetlands: dominant processes and landscape controls under contrasted conditions. *Hydrological Processes*, 2018, 32(15): 2405-2422.
- [26] Fang W T, Chou J Y, Lu S Y. Simple patchy-based simulators used to explore pondscape systematic dynamics. *PLoS One*, 2014, 9(1): e86888.
- [27] Evans I S, Robinson D T, Rooney R C. A methodology for relating wetland configuration to human disturbance in Alberta. *Landscape Ecology*, 2017, 32(10): 2059-2076.
- [28] Serran J N, Creed I F, Ameli A A, Aldred D A. Estimating rates of wetland loss using power-law functions. *Wetlands*, 2018, 38(1): 109-120.
- [29] Azhdari A, Sasani M A, Soltani A. Exploring the relationship between spatial driving forces of urban expansion and socioeconomic segregation: the case of Shiraz. *Habitat International*, 2018, 81: 33-44.
- [30] 李莹莹, 尤罗利, 陈永生, 黄季夏. 环巢湖地区多水塘景观时空格局演变特征及其驱动因素. *生态学报*, 2018, 38(17): 6280-6291.
- [31] Mellin C, Mengersen K, Bradshaw C J A, Caley M J. Generalizing the use of geographical weights in biodiversity modelling. *Global Ecology and Biogeography*, 2014, 23(11): 1314-1323.
- [32] Wang H, Stephenson S R, Qu S J. Modeling spatially non-stationary land use/cover change in the lower Connecticut River Basin by combining geographically weighted logistic regression and the Ca-Markov model. *International Journal of Geographical Information Science*, 2019, 33(7): 1313-1334.
- [33] 王志芳, 朱刚露. 城镇化过程中陂塘景观系统的特征演变与成因分析. *北京大学学报: 自然科学版*, 2017, 53(4): 701-709.

- [34] Elith J, Leathwick J R, Hastie T. A working guide to boosted regression trees. *Journal of Animal Ecology*, 2008, 77(4): 802-813.
- [35] 吴金华, 房世峰, 刘宝军, 盛芝露, 刘加强. 乌裕尔河-双阳河流域湿地景观格局演变及其驱动机制. *生态学报*, 2020, 40(13): 4279-4290.
- [36] Grunwald L, Schneider A K, Schröder B, Weber S. Predicting urban cold-air paths using boosted regression trees. *Landscape and Urban Planning*, 2020, 201: 103843.
- [37] Gu H L, Wang J, Ma L J, Shang Z Y, Zhang Q P. Insights into the BRT (Boosted Regression Trees) method in the study of the climate-growth relationship of Masson Pine in subtropical China. *Forests*, 2019, 10(3): 228.
- [38] Rodrigues M, Jiménez-Ruano A, Peña-Angulo D, De La Riva J. A comprehensive spatial-temporal analysis of driving factors of human-caused wildfires in Spain using geographically weighted logistic regression. *Journal of Environmental Management*, 2018, 225: 177-192.
- [39] 宋敏. 从“扇叶城市”到“紧凑城市”——合肥城市空间形态发展探析[D]. 南京: 东南大学, 2017.
- [40] 施建敏, 马克明, 赵景柱, 王继丰. 三江平原残存湿地斑块特征及其对物种多样性的影响. *生态学报*, 2010, 30(24): 6683-6690.
- [41] Van Meter K J, Basu N B. Signatures of human impact: size distributions and spatial organization of wetlands in the prairie pothole landscape. *Ecological Applications*, 2015, 25(2): 451-465.
- [42] Marton J M, Creed I F, Lewis D B, Lane C R, Basu N B, Cohen M J, Craft C B. Geographically isolated wetlands are important biogeochemical reactors on the landscape. *BioScience*, 2015, 65(4): 408-418.
- [43] 姜洋. 合肥市生态城市建设的发展策略和实现路径[D]. 合肥: 合肥工业大学, 2014.
- [44] Johnston C A. Wetland losses due to row crop expansion in the Dakota prairie pothole region. *Wetlands*, 2013, 33(1): 175-182.
- [45] Usio N, Imada M, Nakagawa M, Akasaka M, Takamura N. Effects of pond draining on biodiversity and water quality of farm ponds. *Conservation Biology*, 2013, 27(6): 1429-1438.
- [46] 乔郭亮, 周寅康, 顾铮鸣, 何杰. 苏南地区景观格局特征与坑塘水质关联关系. *农业工程学报*, 2021, 37(10): 224-234.
- [47] Hassall C, Hill M, Gledhill D, Biggs J. The ecology and management of urban pondscapes//Francis R A, Millington J D A, Chadwick M A, eds. *Urban Landscape Ecology: Science, Policy and Practice*. London: Routledge, 2016: 129-147.
- [48] Matsuzaki S S-i, Kohzu A, Kadoya T, Watanabe M, Osawa T, Fukaya K, Komatsu K, Kondo N, Yamaguchi H, Ando H, Shimotori K, Nakagawa M, Kizuka T, Yoshioka A, Sasai T, Saigusa N, Matsushita B, Takamura N. Role of wetlands in mitigating the trade-off between crop production and water quality in agricultural landscapes. *Ecosphere*, 2019, 10(11): e02918.
- [49] Schmadel N M, Harvey J W, Schwarz G E, Alexander R B, Gomez-Velez J D, Scott D, Ator S W. Small ponds in headwater catchments are a dominant influence on regional nutrient and sediment budgets. *Geophysical Research Letters*, 2019, 46(16): 9669-9677.
- [50] 罗玉婷. 海绵城市背景下老城区低影响开发(LID)雨水管理措施研究——基于合肥老城区的研究[D]. 合肥: 合肥工业大学, 2018.