

基于 Circuit 理论的城市生态安全格局研究

——以安庆市为例

李久林¹ 徐建刚¹ 储金龙²¹

(1. 南京大学 建筑与城市规划学院, 江苏 南京 210093;

2. 安徽建筑大学 建筑与规划学院, 安徽 合肥 230022)

【摘要】: 生态安全格局构建是保障区域生态安全, 协调经济社会发展与生态系统矛盾, 提升人类福祉的重要途径之一。以安庆市为实证区, 通过生态系统服务功能评估识别区域生态源地, 运用电路理论构建生态安全格局, 根据电流密度解释区域生态安全格局结构特征, 并提出区域生态网络与生态安全的优化策略。研究结果表明: 安庆市生态安全格局包括 24 个大于 1km² 的生态源地、3 条潜在廊道、23 个夹点区域以及 3 个重要的障碍点, 生态源地主要由林地与耕地构成。生态资源本底较好的区域主要分布在城市北部的大龙山森林公园沿线、东部开发区边缘地区及西部农场区域, 中心城区生态资源流通受阻, 生态廊道连通性较差, 生态安全格局空间异质性特征显著。该研究通过对不同阈值下的生态网络安全进行分析, 提出对不同网络格局下的生态系统改善、修复策略, 对于提高区域生态系统服务的供给能力与生态网络的连通性具有积极的实践指导意义。

【关键词】: Circuit 理论 生态安全格局 电流密度 生态服务功能

【中图分类号】: X321 **【文献标识码】:** A **【文章编号】:** 1004-8227(2020)08-1812-13

近年来, 城市化的不断推进使得生态系统面临巨大压力, 甚至诱发诸如环境质量下降^[1]、动植物栖息地改变^[2]、生态流运动困难^[3]、景观斑块破碎^[4]等生态系统问题^[5], 而另一方面人类对于生态系统服务福祉的提升提出了新要求, 因此经济发展和生态保护两者之间的矛盾不断激化。生态安全格局作为沟通生态系统服务和人类社会发展的桥梁, 目前被视为区域生态安全保障和人类福祉提升的关键环节, 引起了学术界的广泛关注。生态安全格局 (ESP-Ecological Security Pattern) 划定也已经成为中国各级政府为了保障区域经济可持续发展、协调生态系统与经济社会对立统一关系的一项重要政策, 被确定为国土空间开发保护的三大战略格局之一。

从研究的空间尺度看, 主要涉及城市(群)^[6~8]、区域^[9~11]等不同空间尺度下的生态网络^[12]、生态廊道^[13]等生态安全格局重构, 以及在建成区尺度研究区域生物多样性维系^[14]、生态环境评价^[15]、生态保护与修复^[16]等研究。基于研究目的出发, 众多学者探讨了生态安全格局构建过程中生物多样性保护^[17]、土地开发与管理^[18]、城乡建设与发展^[19,20]等。对生态安全的评估途径较多, 有从压力与承压两方面构建模型进行生态安全的评估^[21], 也有基于生态足迹法分析区域生态安全演变的方式^[22]。从研究方法上看, 出现多种针对生态安全格局的构建方法, 包括最小路径模型 (LCP)^[23,24]、形态学空间格局分析 (MSPA)^[25,26]、最小累积阻力模型

作者简介: 李久林(1987-), 男, 博士研究生, 主要从事城乡规划理论与方法、数字城市规划技术方面研究. E-mail: ljiul90@163.com; 徐建刚, E-mail: xjgl29@sina.com

基金项目: 国家自然科学基金项目 (51678001)。

(MCR)^[27,28]、生态足迹法^[29,30]、景观格局指数法^[31,32]以及电路理论(Circuit Theory)^[33~35]等。在传统的生态安全格局构建过程中,对于生态源的识别主要有两种途径,一种是直接选取面积较大的自然资源地^[36,37];另一种是基于生态系统服务功能或生态敏感性、重要性等角度构建综合性指标进行选取^[38,39]。阻力面的构建过程中,诸多研究依据景观类型赋值、配合夜间灯光数据进行修正的方式提取生态廊道^[40]。此外最小累积阻力模型(MCR)能够综合考虑土地覆被单元之间的内在联系,因此该方法在以往生态安全格局的研究中极为广泛地使用。MCR模型较为清楚地显示了生态走廊的趋势,但难以识别廊道中的关键节点,有学者针对这一不足提出了蚁群算法进行廊道的识别^[41]。

纵观上述研究进展,目前国内外关于生态安全格局构建方法逐渐形成了“识别生态源地—构建阻力面—提取廊道、获取关键节点—判定生态安全格局”的基本范式^[42]。以往研究所使用的方法对区域所处的生态系统考虑不够全面,多从某一类生态系统服务出发,缺乏较好的融合各项自然与社会因素对生态安全格局的影响。

作为长江经济带的重要组成部分,安庆城区依托便捷的长江水运发展成为安徽省重要的石油化工和纺织加工业基地,粗放式资源高投入与高污染并行的传统工业发展模式伴随安庆近半个世纪,给区域生态环境造成巨大压力,使得当前生态服务功能降低,增加了区域生态风险。此外,该区域面临经济产业转型的迫切需要,区域崛起与脱贫攻坚的时代任务迫在眉睫,如何统筹区域发展与生态保护成为当前该区域亟待破解的命题。划定生态安全格局(ESP)成为保障区域经济社会可持续发展、协调生态系统与经济社会对立统一关系的一项刻不容缓的政策认知,定量评估安庆市生态资源及其生态系统服务能力,引入电路理论,将生态流类比为物理学上的电流,尝试模拟复杂生态网络中物种运动轨迹,构建安庆市生态网络乃至生态安全格局,以期提出针对性的保护发展策略,在实现崛起发展进程中,安庆市既能在产业发展成长过程中保护生态,发挥长江流域的生态屏障功能;也能在维护生态系统安全中,实现区域经济的转型升级和跨越式发展。

1 研究区概况

安庆市位于安徽省西南部,长江中下游北岸,市区滨临长江,总面积为15398km²,占全省总面积的11.04%,市区辖迎江区、大观区、宜秀区及皖河农场,截止2019年8月,现状总用地面积为901km²。沿江距上海、南京、武汉分别为692、300、433km。安庆市生态资源丰富,虽奇山秀水遍布,且获得多项国家园林城市、国家级历史文化名城、国家森林城市等殊荣。但随着经济发展、城镇化扩展、产业结构不断演进的过程,安庆市城乡建设呈现两方面特征:其一,近年来,中心城区与外围城镇同步扩张,建设用地呈现连片发展态势,城镇规模不断壮大,用地粗放;其二,生态空间不断被蚕食,以工业为主导的城市扩展占据了70%的滨江滨湖岸线,工业化驱动型的传统经济增长模式,导致城市内部生态空间逐步被挤占,生态空间多以点状分布,滨水带状空间不连续,与背山临江的大生态格局缺少互补呼应关系。

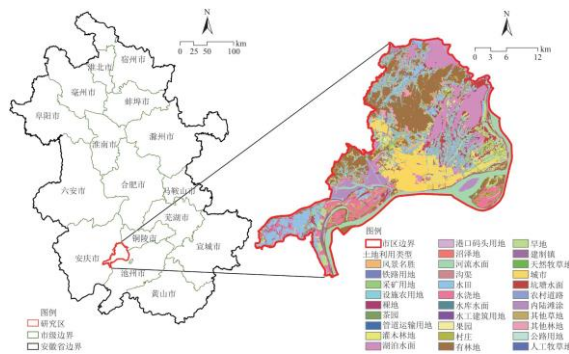


图1 安庆市城区

2 研究方法

2.1 分析框架

一定区域范围内,物种个体或群体的随机迁移过程形成的生态流动,与电子在电路中随机游走的特性类似,鉴于此思想,采用电路理论来构建地区生态安全格局具有一定的实用性。电路理论在景观生态学中的应用,率先由学者麦克雷(McRae)于2006年提出,将生态系统中的生态流视为电流,将有利于生态流动的景观类型视为低电阻,而阻碍生态流实现的设定为高电阻,在模拟时,将部分节点接地,向其他节点输入电流,结合给定的每一个栅格的电阻值,可以计算出节点间的电流密度值(Current),其大小可以表征物种沿某一路径迁移扩散概率的大小。由于并联电路中有效电阻会随着电路路径数的增加而降低,相应的电流会增大,因而当廊道冗余度、宽度和连接度增加时,生物迁徙受到的阻力会减小,成功扩散的概率会增大。按照此思想,基于 ArcGIS 平台的 Linkage Mapper 工具对安庆市生态安全格局进行模拟,并判断阻碍生态廊道形成的障碍点,以及对于源地之间廊道形成具有重要作用的关键节点——夹点的位置。

本项研究首先构建安庆市基础信息数据库。对碳固定、土壤保持以及水源涵养三种不同生态系统服务功能进行量化评估,进而通过叠加分析确定研究区域综合生态系统服务功能。在此基础上,采用自然断点法划分重要生态系统服务功能区,作为安庆市内重要的生态源地。其次,采用 InVEST 模型定量评估研究区生境质量,并进行栅格计算获取生态阻力面。最后,基于生态源的分布特征与生态阻力值的高低,利用电路理论提取生态走廊与关键节点,从而构建研究区域生态安全格局。具体技术路线如图 2 所示。

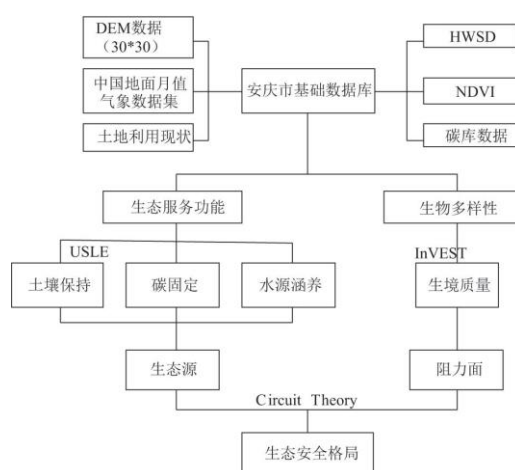


图 2 分析框架

其中,生态系统服务评估与权衡(InVEST)模型(Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs)是美国自然资本项目组开发的、用于评估生态系统服务功能量及其经济价值、支持生态系统管理和决策的一套模型系统,它包括陆地、淡水和海洋三类生态系统服务评估模型。主要用于探索生态系统的变化在改变人类福祉方面的影响和可能性有多大。目前,自然资本项目组开发的 InVEST 模型已在 20 多个国家和地区的空间规划、生态补偿、风险管理、适应气候变化等环境管理决策中得到广泛应用。近年来,中国的生态系统服务研究越来越多,并在国家、区域、流域等多个尺度的生态功能区划、生态保护红线划定、生态补偿、资源环境承载力评估等政策中得到应用。

2.2 数据来源

基于上述研究进展的回顾,文章试图从土壤保持、水源涵养、碳固定三项生态服务出发确定区域生态源地,并依据区域生境质量高低构造生态安全的阻力面,最终依据生态源地与生态阻力构建区域生态安全格局。为获取较为科学的生态源地和生态阻力

面, 文章采用数据主要包括 DEM 高程数据、地面月值气象数据、土壤数据、碳库数据以及区域土地利用数据, 具体数据信息见表 1。

2.3 生态服务功能评估

2.3.1 土壤保持

土壤保持使用修正通用水土流失方程 (RUSLE) 评估, 公式如下:

$$A = R \times K \times LS \times (1 - C \times P) \tag{1}$$

表 1 数据说明与来源

数据名称	数据类型	数据品相	数据来源
安庆市 DEM 地形数据	栅格数据	30m*30m	地理空间数据云 (http://www. gscloud.cn/)
中国地面月值气象数据集	Excel 统计表	2013~2017 年	中国气象数据网(http://data.cma.cn/)
中国土壤数据库	栅格数据	重采样至 30m*30m	世界粮农组织土壤数据库 (HWSD) (http://www.fao.org/soils-portal/ soil-survey/soil-maps -and-databases/harmonized- world-soil-database-v12/en)
安庆市土地利用 变更调查数据	栅格数据	30m*30m2017 年	安庆市自然资源局

式中:A 为水土保持量[t/(hm²·a)];R 为降雨侵蚀力因子[MJ·mm/(hm²·h·a)];K 为土壤可蚀性因子[t·hm²·h/(MJ·hm²·mm)];LS 为坡长坡度因子(无量纲);C 为植被覆盖与作物管理因子(无量纲);P 为水土保持措施因子(无量纲)。R、K、LS 计算方法如表 2 所示;C 值与 P 值主要受植被覆盖情况及现状土地利用等条件的影响, 研究基于研究区现状在 GIS 中进行地类合并, 结合既有成果^[43, 44]与研究区现状, 确定合并后各类用地 C 值与 P 值如表 3 所示。

表 2 通用水土流失方程各因子计算说明

因子	公式	说明
R 降雨侵蚀 力因子	$R = \sum_{i=1}^{12} 1.735 \times 10 \left(1.5 \log_{10} \frac{P_i^2}{P} - 0.8188 \right)$	P _i 为月降雨量, mm;P 为年降雨量, mm. 数据来源于中国地面月值气象数据集

K 土壤可蚀性因子	$K = \left\{ 0.2 + 0.3 \exp \left[-0.0256 Sa \left(1 - \frac{Si}{100} \right) \right] \right\} \times \left[\frac{Si}{Cl + Si} \right]^{0.3} \times$ $\left\{ 1.0 - \frac{0.25C}{[C + \exp(3.72 - 2.95C)]} \right\} \times$ $1.0 - \frac{0.7 \left(1 - \frac{Sa}{100} \right)}{\left\{ \left(1 - \frac{Sa}{100} \right) + \exp \left[-5.51 + 22.9 \left(1 - \frac{Sa}{100} \right) \right] \right\}}$	Sa 为砂粒含量(%);Si 为粉粒含量(%);Cl 为粘粒含量(%);C 为有机碳含量(%)
LS 坡长坡度因子	$LS = L \times S$ $L = \left(\frac{\lambda}{22.13} \right)^\alpha \quad \alpha = \frac{\beta}{(\beta + 1)}$ $\beta = \frac{(\sin \theta / 0.0896)}{[3.0(\sin \theta^{0.8} + 0.56)]}$ $S = \begin{cases} 10.80 \times \sin \theta + 0.03, & \text{当 } \theta < 5^\circ \\ 16.80 \times \sin \theta - 0.50, & \text{当 } 5^\circ \leq \theta < 10^\circ \\ 21.91 \times \sin \theta - 0.96, & \text{当 } \theta \geq 10^\circ \end{cases}$	L 为坡长因子, S 为坡度因子 λ 为坡长, 单位为 m. 22.13 为标准小区的坡长(m), θ 为利用 DEM 提取的坡度

表 3 各类用地 P 值与 C 值

重分类	P	C	包含地类
旱地	0.2	0.223	旱地;水浇地;农村道路;田坎;设施农用地
林地	0.66	0.06	有林地;灌木林地;其他林地
园地	0.35	0.02	果园;茶园;其他园地
草地	1	0.01	天然牧草地;人工牧草地;其他草地
水域	0	0	河流水面;湖泊水面;坑塘水面;水库水面;内陆滩涂;水工建设用;沟渠;沼泽地
建设用地	0.95	0.2	城市;建制镇;风景名胜及特殊用地;村庄;公路用地; 管道运输用地;机场用地;铁路用地;港口码头用地
工矿用地	0.2	0.22	工矿用地
水田	0.85	0.18	水田
荒地	0.85	0.06	沙地;盐碱地;裸地

2.3.2 碳固定

环境中已有的碳储存大部分依靠四种基本的碳库:地上生物量、地下生物量、土壤和死亡的有机物质。地上生物量包括土壤以上所有存活的植物材料(例如,树皮、树干、树枝和树叶)。地下生物量包括这些植物活的根系统。土壤库通常被限制为矿质土

壤的有机碳,但也包括有机土壤。同时,死亡的有机物质包括凋落物、倒木和枯立木等。

本文使用土地覆盖类型图以及各个碳库中的碳储量,通过 InVEST 模型 Carbon 模块计算研究区内四种碳库碳总储量,以此来评估生态系统的碳固定能力。参考相关研究成果^[45~48]及 InVEST 用户手册,总结得到安庆市碳库碳密度统计表(表 4)。

表 4 安庆市不同土地利用类型四大碳库碳密度值(t/hm²)

lucode	LULC_name	C_above	C_below	C_soil	C_dead
1	林地	5.68	13.92	20.18	2.1
2	草地	2.04	9.4	11.9	1.42
3	农田	2.24	8.12	12.49	1.42
4	水体	0	0	0	0
5	裸地	2.26	9.03	14.66	0

注:LULC_name:土地利用类型;C_above:储存在地上生物量中的碳量;C_below:储存在地下生物量中的碳量;C_soil:储存在土壤中的碳量;C_dead:储存在死亡有机物中的碳量。

2.3.3 水源涵养

InVEST 模型 WaterYield 模块是一种基于水量平衡的估算方法,能够综合考虑多种条件下区域水产量的情况。具体计算公式如下:

$$Y_{(xj)} = \left(1 - \frac{AET_{(xj)}}{P_{(xj)}}\right) \times P_{(xj)} \tag{2}$$

式中:Y_(xj)为第 j 类土地利用类型网格 x 的产水量;AET_(xj)为第 j 类土地利用类型网格 x 的每年水分蒸散量;P_(xj)为第 j 类土地利用类型网格 x 的年降雨量;AET_(xj)/P_(xj),以用来评估水平衡的蒸散分区。

$$Re = (1 - TI) \times \min\left(1, \frac{TravTime}{25}\right) \times \min\left(1, \frac{Ksat}{300}\right) \times Yield \tag{3}$$

式中:Re 为水源涵养量(mm);Ksat 为土壤饱和导水率(mm/d),根据土壤质地属性计算;TravTime 为径流时间(min),用坡长除以流速系数得到;TI 为地形指数,无量纲,根据公式(4)计算;Yield 为产水量,根据公式(2)计算。

$$TI = \lg\left(\frac{Drainage_area}{Soil_Depth \times Precent_Slope}\right) \quad (4)$$

式中:Drainage_Area 为集水区栅格数量,无量纲;Soil_Depth 为土壤深度(mm);Percent_Slope 为百分比坡度。

2.4 生态安全模式构建

2.4.1 生态源

对三类生态系统服务功能按自然断点法进行划分,提取最高等级区域进行叠加,进一步筛选出面积大于 1km² 的斑块作为研究区域的生态源地。

2.4.2 阻力面

大多研究基于专家经验来分配相应土地利用类型的阻力值。由于该方法无法描述相同土地利用类型的内部差异,因此需要另外进行生境质量评估。一般来说,生境质量与区域生物多样性、物种移动速度成正比,因此可以使用生境质量的倒数来指定电阻值。

InVEST 模型把生境质量设定为一个连续的变量,在进行评估时充分考虑了土地利用方式和土地利用格局变化对生境质量的影响。最终 InVEST 模型会输出 0~1 之间的质量得分,标识最差到最好的生境质量。将生境类型划分建设用地、采矿用地、道路用地三种威胁因子,结合相关研究领域内对研究区熟悉的专家意见,确定威胁因子的最大胁迫影响距离、相对权重以及空间衰退类型(表 5)。在威胁因子属性的基础上,进一步确定生境威胁因子敏感程度值(表 6)。

2.4.3 生态廊道与安全格局

基于电路理论使用 Linkage Mapper(<http://www.circuitscape.org/linkagemapper>)来识别异质景观中的生态走廊与关键节点。在电路模型中,物种个体或基因被视为电子,景观被表示为导电表面,低电阻值被分配到能够促进物种流动的生境质量较高的区域,高电阻区域则可能阻碍物种运动,生境质量较好的区域称之为节点。利用电子在电路中随机游走的特性来模拟物种个体或基因流在某一生态系统中的扩散的过程。模拟过程中,首先使部分斑块接地,对其他斑块输入 1A 电流,结合构建的阻力面,可以计算出每对斑块之间的电流值,电流值的高低可以表征物种沿某一路径移动概率的大小。

表 5 威胁因子属性表

威胁因子	相对权重值	最大影响距离(km)	空间衰退类型
建设用地	0.5	8	指数
采矿用地	0.6	7	指数
道路用地	0.3	5	线性

表 6 生境类型对威胁因子的敏感程度

用地代码	用地名称	生境适宜性	建设用地	工矿用地	道路用地
1	林地	1	0.8	0.75	0.8
2	草地	0.8	0.5	0.5	0.4
3	耕地	0.4	0.5	0.4	0.35
4	建设用地	0	0	0	0
5	采矿用地	0	0	0	0
6	水域	1	0.6	0.5	0.6
7	道路用地	0	0	0	0
8	其他用地	0.1	0.3	0.3	0.3

3 结果分析

3.1 生态服务系统与生态源地的空间格局

利用三种生态系统服务作为生态系统质量评估的指标,从不同角度表征生态系统质量等级水平。分别对3种生态系统服务按自然断点法分级(图3a),等级1表示生态服务水平较低的区域,等级3表示生态服务水平最高的区域。结果表明安庆市城区的土壤保持的高值区域共29.7km²,占城区总面积的3.3%,主要分布在中心城区北部10km大龙山国家森林公园,包括原有大龙山国有林场面积11.46km²及五横乡、罗岭镇、杨桥镇等共计七个村的部分集体林地25.72km²,以及城西百子山、象山沿线部分区域。由于安庆属于沿江冲积、淤积平原,土壤类型主要以水稻土、潮土为主,具有土层薄,生成缓慢、抗侵蚀能力弱等特征,一旦遭受破坏,短时间内即可使基岩暴露,且长时间内难以恢复。长期的石化城市的高资源投入的发展路径,安庆市高强度人类活动导致该区域土壤保持能力普遍较差。

根据水源涵养计算过程,将结果(图3b)按照服务功能从低到高划分3个等级,可以看出,水源涵养高服务功能用地面积为97.8km²,占研究区域面积的10.9%,主要分布在研究区东南方向的开发区和江心洲新洲乡区域,该区域地形平坦,新区防护型绿地与耕地面积较大,与土壤保持能力不同的是,大龙山森林公园的水源涵养能力反而偏低,主要是因为该区域地形复杂,地势陡险,相对高差在200~670m之间,山体坡度在20°~45°之间,巨大落差形成较大的地表径流,使得尽管区域森林资源丰富,但水源涵养能力仍然较差。作为传统的以石油化工和纺织业为支撑的城市,对于水资源的需求非常之高,因此,安庆市要加强城市水源涵养能力建设。

基于InVEST模型中的碳存储计算得到安庆市市区碳存储的空间分布图(图3c),碳存储分布较高的区域主要表现在市区北部大龙山一带,主要由林地和草地构成,由于较高的林地覆盖率,该区域碳存储密度为419t/km²。市区西南部分以皖河农场为中心的区域主要分布广袤的农田,碳存储的能力在243t/km²,中心城区以及东南部沿江区域碳存储最低,该区域以大量建设用地和丰富的水系组成,固碳能力较差。通过自然断裂点分类,按碳存储能力从低到高将安庆市区划分为1~3三个等级,可以看出碳存储即碳固定能力较高的区域面积为191km²,占区域总面积的21.3%,较低碳固定区域面积为463.9km²,占比为51.5%。碳固定能力较强的主要是林地,其次为耕地,未来安庆市在加强生态系统服务能力过程中,要重视森林资源和耕地对于固碳的贡献,加强保护和适当增加市区林地覆盖率。

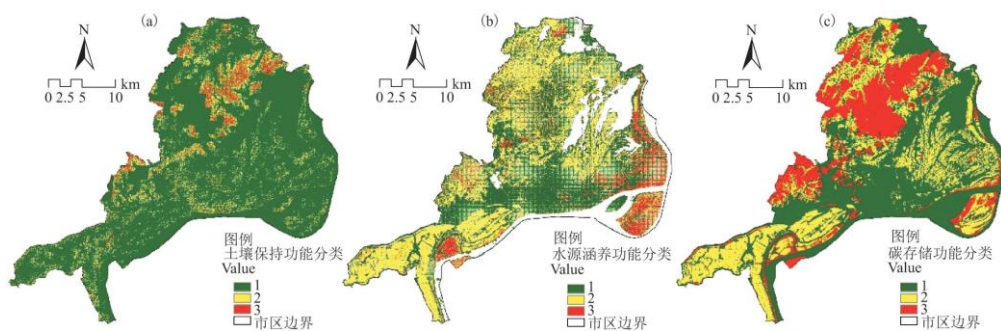


图 3 不同生态系统服务功能等级

生态源地是生态安全格局构建的重要组成部分,将三类生态系统服务进行分级后,选取等级最高的区域,这些区域的生态系统服务能力远高于区域平均生态质量,因此被定义为生态资源。在此基础上,对生态源进行筛选,提取面积大于 1km^2 的斑块作为生态源地,研究区范围内共提取 24 个生态源地(图 4a),总面积为 170.98km^2 ,最大的生态源斑块面积达到 72.21km^2 。安庆市生态源地主要包括林地、耕地等,其中林地面积占全部生态源地面积的 86.1%,耕地占比达 10.6%,生态源地内各类用地具体统计见表 7。生态源地集中分布在山脉、水系等生态良好的区域,与境内大龙山森林公园、百子山以及新洲乡等自然地域在空间布局上契合。生态源地分布范围相对集中,主要在城区北部山区以及江心洲的新洲乡和海口镇沿江区域,中心城区几乎没有生态源地的分布。

基于 InVEST 软件,模拟安庆市生境质量,并基于生境质量高低,构建出阻碍安庆市生态流动格局的阻力面(图 4b)。安庆市平均生境质量指数为 0.63,水平较好,按自然断裂点将其分成 5 类,等级 5 表示生境质量最高的区域,其中高值区域主要分布在河流水系沿线,而低值区域分布于中心城区、镇区及研究区域各类居民点。由于城镇建设用地范围内地势相对平坦,原始自然生态系统质量良好,气候适宜,各类开发成本相对低廉,导致了较为频繁的人类活动,在长期的发展建设中,原有的自然生态系统受到人类生产生活不可逆的干扰,逐步转变为人工或半人工生态系统,生态系统质量与安全急剧下降,生态环境面临空前压力。

3.2 生态廊道与生态安全格局构建

一般来说,生境质量越好的地区,生物种类越多,生态信息传递越畅通。采用电路理论进行生态安全格局的构建,将电阻值定义为生境质量的倒数,生境质量越好,物种流动与信息传递效率越高,则电阻越低。生态廊道是生态源之间物种流动、信息传递的重要线路,也是最低阻力障碍的通道。生态廊道通过联系不同生态源,增加了区域生态景观的连通性,维护了生态安全的稳定性。生态廊道的识别是生态安全格局构建的关键环节,基于电路理论使用 Linkage Mapper 工具,进行廊道识别与网络建构。重要生态廊道表示生态源地之间的最低阻力路径,潜在生态廊道表示源地之间可能存在的联系通道。

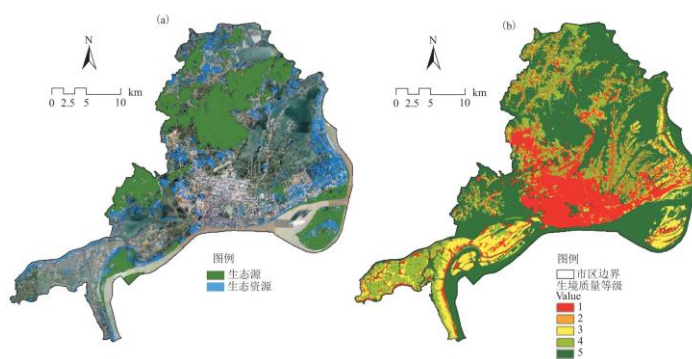


图 4 生态源地与阻力面

表 7 生态源地用地构成及其占比

用地名称	面积 (km ²)	占比 (%)
林地	147.18	86.1
园地	1.5	0.9
草地	1.5	0.9
耕地	18.1	10.6
水域	0.9	0.5
建设用地	1.6	0.9
其他用地 Otherland	0.2	0.1

据图 5, 通过设定阈值为 300m 成本加权走廊宽度, 构建生态网络的电流图, 同时采用自然断裂点, 筛选出对整体格局影响较大的生态夹点, 最终构建安庆市生态安全格局空间图。电流通路模拟的是生态流的空间走向, 研究区域未能形成有效的网络连接, 相邻斑块之间缺乏重要的廊道沟通, 表明安庆市区整体生态质量较差, 区域连接严重受阻。总体而言, 安庆市区东部、北部、东南部城市生态资源丰富, 主要以林地、耕地为主, 并且出现红色夹点 23 处, 夹点的出现说明两地之间生态电流强度较大, 电流密度较高, 生态走廊所受阻力较小, 便于两地生态流动的产生, 生态联系紧密, 连通性较好, 有利于区域之间的生态网络连通。图 5 中黑色区域为障碍点, 是阻碍生态源地之间有效连接的区域, 在电流运动模拟过程中, 安庆市共出现 3 个障碍点, 均位于研究区北部, 面积分别为 1.58, 6.61, 1.56km²。最大的障碍点处于大龙山与罗岭镇之间, 障碍点内耕地、过境道路、建设用地密集, 直接阻拦了周边生态源的联系。东边两处障碍点主要是破罡湖、石塘湖水体与周边建设用地交错, 对生态源联系造成干扰。在城市发展过程中, 应因地制宜清除影响连通性的阻碍要素, 提升其生态服务功能。

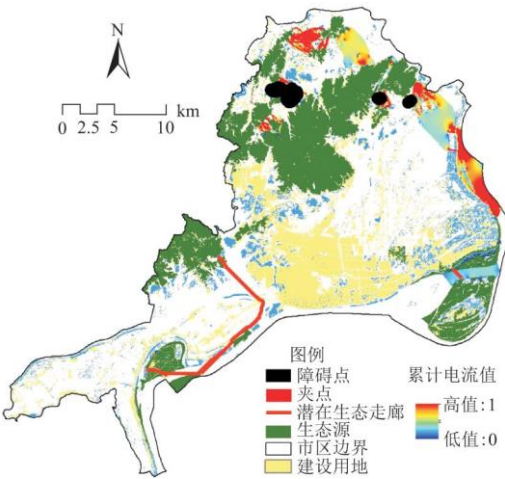


图 5 生态安全格局

此外, 研究区域识别出三条潜在生态走廊, 东部较短一条潜在生态廊道主要是连接东部经济开发区与江心洲新洲乡之间的生态服务系统, 该潜在廊道横跨长江, 其长度为 1.4km。其中西边两条廊道在长江北岸大观区海口村重叠, 长度分别为 16.1 和

21.6km。沿江边绿带连接江心洲和海口镇培文、保婴村等,对于串联市区西部的百子山生态源地——市区——长江沿岸的生态网络联系具有积极作用,且该潜在廊道于安庆市正在营建的两条重要通风廊道之一的“石化 1.3km 卫生防护带”部分重叠,对于安庆市的整体生态安全格局意义非凡,对于维护整个生态安全格局的连接非常重要。

3.3 不同阈值设定对生态安全格局的影响

生态廊道的空间分布,能够影响到生态网络系统的稳定性。如图 6 所示,分别调整生态廊道的阈值为 120、300、600,以探究阈值变化对生态安全格局的影响。结果表明随着阈值增大,廊道宽度增加,生态安全格局的面积占比分别为 21.4%、23%、25.5%,面积虽有所增加,但增幅较小,说明采取适当的保护措施能够增加生态走廊范围,从而增加生态安全格局的稳定性。但在走廊面积增加的过程中,生态走廊的空间分布没有显著变化。

同时,随着阈值增加,夹点区域也在扩张,生态流运动的路线增多,夹点的累积电流值减小,但夹点的位置始终出现在相对稳定的廊道空间内,这表明廊道中关键节点的地位没有随着阈值变化而发生波动。在阈值变化的过程中,障碍点没有发生变化,这可能与障碍点形成的原因有关。阈值的变化能够带来廊道与生态安全格局面积的增加,但对生态安全格局的分布构成没有明显影响。

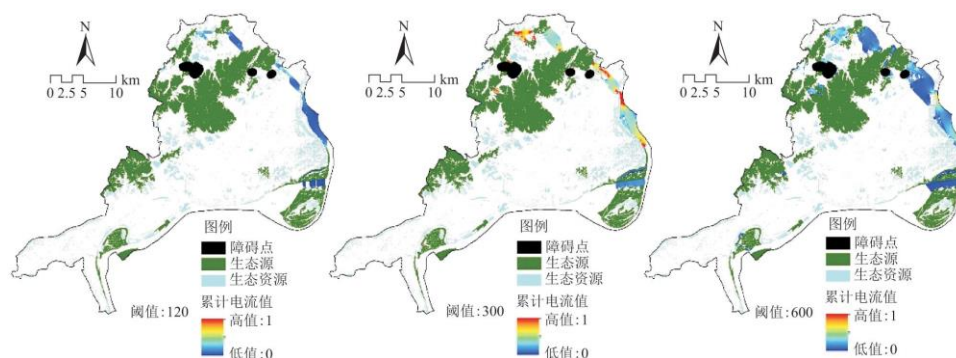


图 6 阈值变化对生态网络格局的影响

4 结论与讨论

4.1 结论

基于电路理论原理,以安庆市区为实证研究对象,基于生态服务系统的分析,对研究区域的生态源地、生态廊道、夹点、障碍点以及整体生态网络格局进行识别与构建,得出以下结论:

(1) 基于电路理论构建的安庆市生态安全格局,共得到 24 个大于 1km^2 的生态源地、3 条潜在生态廊道、23 个生态夹点以及 3 个重要的生态障碍点。在空间分布上,生态网络构成要素主要集中在中心城区北部、东部边缘与西部边缘一带,东部边缘地区生态网络连通性较好,中心城区生态网络要素分布极少。

(2) 安庆市作为传统的石化与纺织业城市,早期城市发展较为粗放,城市生态系统受到人类生产生活的严重干扰,造成区域生态系统条件较差,土壤保持、水源涵养与碳存储均面临前所未有的压力,生境质量较低,生态服务与生态系统的流通受阻,生态网络结构亟待提升。今后一段时间,经济发展与城镇化进程仍然是安庆市社会发展的主旋律,需要妥善处理城市建设、土地开发与生态保护之间的矛盾,需要对研究区域不同生态系统进行生态管控类型的划分,强化生态源地服务能力、注重生态走廊连通性、

恢复区域生态本底的质量,增强生态系统服务功能,改善生态走廊连通条件,丰富生态网络要素,从而构建稳定的生态安全格局。

4.2 讨论

(1) 本研究借鉴电子在电路里随机漫步的启示,考虑物种个体或群体在景观环境中的随机迁移扩散过程与电路理论的相似性,因而将这种启示应用在景观生态学领域,能够较好地拟合出地区生态安全格局的特征。电路理论将物种个体或基因流视为电子,将景观面视为电导面,将利于物种迁移扩散的景观类型赋予较低的电阻,将景观中生境质量比较好的自然生态斑块称之为节点等,均能建立一一对应的关系。该理论模型用电子在电路中随机游走特性来模拟生物流在生态系统中的迁移扩散过程,从而预测物种的扩散和迁移运动规律、识别生态安全格局中多条具有一定宽度的可替代路径,并可通过源地之间电流的强弱确定生境斑块和廊道的相对重要性。该方法因计算所需的数据量少、过程简便,且整合了生境斑块(生态源地)间的结构性与功能性廊道,满足多物种迁徙需求,更符合物种运动的真实情况,对量化识别生态安全格局中的关键区域提供了新的方法。突破了以往依靠最小成本路径方法仅仅识别栖息地之间的最小成本廊道,不能有效识别对景观连接性有重要影响的景观要素和“夹点”地区,在廊道重要性识别研究中具有明显优势。该方法可为区域生态保护规划和生态廊道设计提供科学依据。但对于不同阻力阈值的廊道分布中阈值的选取需要更多的科学依据和论证。此外,有关生态安全格局的多尺度研究还有待深入探讨。

(2) 基于一套评价模型构建的区域生态安全格局,目的是为了能够测度区域生态系统存在的问题,以更好地发现问题从而解决问题。阻碍生态网络格局稳定性、连通性的根源在于生态系统服务能力的提升,取决于各类要素的系统韧性。根据上述生态网络建构的特征,划定不同层级的生态系统改善区域(图 7)。

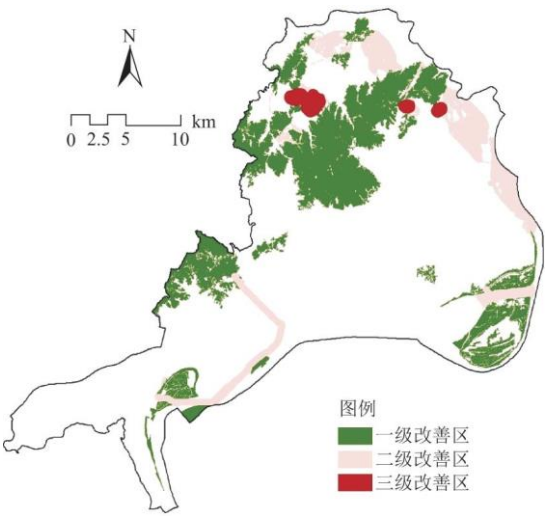


图 7 生态网络格局改善区域划分

对于一级改善区,因其是生态安全格局中生态源地的来源,面积在 172.5km²左右,必须实行最严格的管控策略,生态源地保护的基本原则是应首先考虑划定核心区,保障种群栖居与完整的天然景观,尽可能减少人类活动对生态系统天然性的干扰,以生态保护为主要目的,实施退耕还林、封山育林等生态保护工程,提高森林及耕地覆盖率,全面恢复和提高生态系统服务能力。二级改善区域大约有 73.3km²,更多关注提升生态走廊整体的联通性能,改善重点在不同时空尺度上划定生态廊道,连接生态源地,构建生态网络,协调好人类生产生活的城市化活动与生态系统保护的关系,通过城市绿道绿廊建设,增强城市生态走廊的活跃度,提升生态韧性。三级改善区域主要改善阻碍生态流形成的关键节点,研究区内障碍点的形成主要源于大型较为封闭的水系与城市建设用地、区域性交通廊道等的交错,阻隔了生态流的自由流动,阻碍生态系统服务功能的传递,应当完善障碍点区域,尝试构建一些能发挥脚踏石功能的小型生态源地,建立“源”间新的廊道,恢复区域生态的连通性。

参考文献:

- [1]ADAMS S, ADOM PK, KLOBODU EKM. Urbanization, regime type and durability, and environmental degradation in Ghana[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2016, 23(23):23825-23839.
- [2]SALLUSTIO L, TONI A D, STROLLO A. Assessing habitat quality in relation to the spatial distribution of protected areas in Italy[J]. Journal of Environmental Management, 2017, 201, 129-137.
- [3]DE LEÓN LF, SHARPE DMT, GOTANDA KM, et al. Urbanization erodes niche segregation in Darwin's finches[J]. Evolutionary Applications, 2019, 12(7):1329-1343.
- [4]DADASHPOOR H, AZIZI P, MOGHADASI M. Land use change, urbanization, and change in landscape pattern in a metropolitan area[J]. Science of the Total Environment, 2019, 655:707-719.
- [5]HABERMAN D, BENNETT EM. Ecosystem service bundles in global hinterlands[J]. Environmental Research Letters, 2019, 14(8):84005.
- [6]陈竹安, 况达, 危小建, 等. 基于 MSPA 与 MCR 模型的余江县生态网络构建[J]. 长江流域资源与环境, 2017, 26(8):1199-1207.
- [7]丁肇慰, 陈锡云, 陈昌华, 等. 开垦 60 年东北三江平原典型产粮区生态脆弱性时空格局演变分析——以 859 农场为例[J]. 干旱区资源与环境, 2018, 32(1):77-83.
- [8]黄烈佳, 杨鹏. 长江经济带土地生态安全时空演化特征及影响因素[J]. 长江流域资源与环境, 2019, 28(8):1780-1790.
- [9]蒋贵彦, 运迎霞, 任利剑. 基于 GIS-MCR 高寒藏区城镇生态安全格局构建及空间发展策略——以青海省玉树市为例[J]. 现代城市研究, 2019, 04:106-111.
- [10]井云清, 张飞, 陈丽华, 等. 艾比湖湿地土地利用/覆被-景观格局和气候变化的生态环境效应研究[J]. 环境科学学报, 2017, 37(9):3590-3601.
- [11]李博, 甘恬静. 基于 ArcGIS 与 GAP 分析的长株潭城市群水安全格局构建[J]. 水资源保护, 2019, 35(4):80-88.
- [12]李悦, 袁若愚, 刘洋, 等. 基于综合权重法的青岛市湿地生态安全评价[J]. 生态学杂志, 2019, 38(3):847-855.
- [13]林金煌, 吴思佳, 陈文惠, 等. 闽三角地区农田景观格局演变及其生态服务功能研究[J]. 生态科学, 2019, 38(1):194-202.
- [14]刘佳, 尹海伟, 孔繁花, 等. 基于电路理论的南京城市绿色基础设施格局优化[J]. 生态学报, 2018, 38(12):4363-4372.
- [15]刘瑞程, 沈春竹, 贾振毅, 等. 道路景观胁迫下沿海滩涂地区生态网络构建与优化——以盐城市大丰区为例[J]. 生态学报, 2019, 38(3):828-837.
- [16]刘欣嵘, 尹海伟, 徐建刚, 等. 基于 LCP 的洛阳市多功能复合型绿道网络构建研究[J]. 现代城市研究, 2018, 1:126-131.

-
- [17] DELMAS E, BESSON M, BRICE M, et al. Analysing ecological networks of species interactions: Analyzing ecological networks[J]. *Biological Reviews*. 2019, 94(1):16-36.
- [18] SU Y, CHEN X, LIAO J, et al. Modeling the optimal ecological security pattern for guiding the urban constructed land expansions. *Urban Forestry & Urban Greening*[J]. 2016, 19:35-46.
- [19] 邱硕, 王宇欣, 王平智, 等. 基于 MCR 模型的城镇生态安全格局构建和建设用地开发模式[J]. *农业工程学报*, 2018, 34(17): 257-265, 302.
- [20] DONG R, ZHANG X, LI H. Constructing the ecological security pattern for Sponge City: a case study in Zhengzhou, China[J]. *Water*, 2019, 11(2):284.
- [21] WU X, LIU G, LIU S, et al. Ecological security evaluation based on entropy matter-element model: A case study of Kunming city, southwest China[J]. *Ecological Indicators*, 2019, 102:469-478.
- [22] YANG Q, LIU G, HAO Y, et al. Quantitative analysis of the dynamic changes of ecological security in the provinces of China through emergy-ecological footprint hybrid indicators[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2018, 184:678-695.
- [23] 税伟, 杜勇, 王亚楠, 等. 闽三角城市群生态系统服务权衡的时空动态与情景模拟[J]. *生态学报*, 2019, 39(14): 5188-5197.
- [24] 汤峰, 张蓬涛, 张贵军, 等. 基于生态敏感性和生态系统服务价值的昌黎县生态廊道构建[J]. *应用生态学报*, 2018, 29(8): 2675-2684.
- [25] 田雅楠, 张梦晗, 许荡飞, 等. 基于“源-汇”理论的生态型市域景观生态安全格局构建[J]. *生态学报*, 2019, 39(7): 2311-2321.
- [26] 王玉莹, 沈春竹, 金晓斌, 等. 基于 MSPA 和 MCR 模型的江苏省生态网络构建与优化[J]. *生态科学*, 2019, 38(2):138-145.
- [27] 王云, 潘竟虎. 基于生态系统服务价值重构的干旱内陆河流域生态安全格局优化——以张掖市甘州区为例[J]. *生态学报*, 2019, 39(10):3455-3467.
- [28] 谢玲, 邓晓军, 卢月燕, 等. 广西石漠化地区土地利用空间变化的生态风险研究[J]. *中国农业资源与区划*, 2019, 40(8): 113-121.
- [29] 徐珊, 杨光, 张承舟, 等. 基于 PSR 模型的城市土地生态安全评价: 以青岛市为例[J]. *环境工程*, 2019, 37(9):199-204.
- [30] 许峰, 尹海伟, 孔繁花, 等. 基于 MSPA 与最小路径方法的巴中西部新城生态网络构建[J]. *生态学报*, 2015, 35(19):6425-6434.
- [31] 袁大鹏, 陈奇乐, 石垚, 等. 河北典型样带土地利用生态安全格局研究[J]. *中国生态农业学报(中英文)*, 2019, 27(11): 1767-1778.

-
- [32]张豆,渠丽萍,张桀滢.基于生态供需视角的生态安全格局构建与优化——以长三角地区为例[J].生态学报,2019,39(20):7525-7537.
- [33]张琨,林乃峰,徐德琳,等.中国生态安全研究进展:评估模型与管理措施[J].生态与农村环境学报,2018,34(12):1057-1063.
- [34]张雪琪,满苏尔·沙比提,马国飞.基于生态足迹改进模型的叶尔羌河平原绿洲生态安全评价[J].生态与农村环境学报,2018,34(9):840-849.
- [35]赵文力,刘湘辉,鲍丙飞,等.长株潭城市群县域生态安全评估研究[J].经济地理,2019,8:200-206.
- [36]ZHAO XQ, XU XH. Research on landscape ecological security pattern in a Eucalyptus introduced region based on biodiversity conservation[J]. Russian Journal of Ecology, 2015, 46(1):59-70.
- [37]王戈,于强, YANG Di, 等.包头市层级生态网络构建方法研究[J].农业机械学报,2019,50(9):235-242, 207.
- [38]LIN W, LIN Y, WANG Y, et al. Systematically designating conservation areas for protecting habitat quality and multiple ecosystem services[J]. Environmental Modelling and Software, 2017, 90:126-46.
- [39]SUN, Y X, LIU S L, DONG Y H, et al. Spatio-temporal evolution scenarios and the coupling analysis of ecosystem services with land use change in China. [J]. Science of the Total Environment, 2019, 681:211-225.
- [40]KEELEY ATH, BEIER P, GAGNON JW. Estimating landscape resistance from habitat suitability: Effects of data source and nonlinearities[J]. Landscape Ecology, 2016, 31(9):2151-2162.
- [41]PENG J, ZHAO S, DONG J, et al. Applying ant colony algorithm to identify ecological security patterns in megacities[J]. Environmental Modelling and Software, 2019, 117:214-222.
- [42]曹秉帅,邹长新,高吉喜,等.生态安全评价方法及其应用[J].生态与农村环境学报,2019(8):953-963.
- [43]于博威,饶恩明,晁雪林,等.海南岛自然保护区对土壤保持服务功能的保护效果[J].生态学报,2016,36(12):3694-3702.
- [44]胡胜,曹明明,刘琪,等.不同视角下 InVEST 模型的土壤保持功能对比[J].地理研究,2014,33(12):2393-2406.
- [45]VASCO SILVA, FILIPE X, CATRY, et al. Bugalho. Effects of grazing on plant composition, conservation status and ecosystem services of Natura 2000 shrub-grassland habitat types[J]. Biodiversity and Conservation, 2019, 28:1205-1224.
- [46]BRUNZEL S, KELLERMANN J, NACHEV M, et al. Energy crop production in an urban area: a comparison of habitat types and land use forms targeting economic benefits and impact on species diversity[J]. Urban Ecosystems, 2018, 21(4):615-623.
- [47]RABELLO AM, PARR CL, QUEIROZ ACM, et al. Habitat attribute similarities reduce impacts of land-use conversion

on seed removal[J].Biotropica, 2018, 50(1):39-49.

[48]HALMY, MWA. Assessing the impact of anthropogenic activities on the ecological quality of arid Mediterranean ecosystems-case study from the northwestern coast of Egypt[J].Ecological Indicators, 2019, 101:992-1003.