

# 面向呼吸健康的国土空间规划生态空间布局优化\*

谢波 陈宇杰 庞哲 吝涛 王兰

Layout Optimization of Ecological Spaces in Territorial Spatial Planning Toward Respiratory Health

XIE Bo, CHEN Yu-jie, PANG Zhe, LIN Tao, WANG Lan

**Abstract:** Based on the data from 228 counties in China, the study uses normalized difference vegetation index (NDVI) to measure ecological spaces, and the spatial Dubin model and the threshold model to analyze the impact, moderating effects, and the intervention thresholds of landscape characteristics of ecological spaces on fine particulate matter (PM<sub>2.5</sub>) and the incidence of lung cancer. The results show that at the national level, patch density and the size of mean patch area have a significant negative impact on the incidence of lung cancer, the patch shape index and the aggregation index have a significant positive relationship with the PM<sub>2.5</sub>'s impact on the incidence of lung cancer, whereas the size of mean patch area and the largest patch index can inhibit PM<sub>2.5</sub>'s positive effect on the incidence of lung cancer. The research also demonstrates that when the mean patch area of an ecological space is more than 6.86 hectares, the largest patch index is greater than 0.81, the patch shape index is between 1.84 and 1.89, and the aggregate index is greater than 84.82%, the ecological space can significantly inhibit PM<sub>2.5</sub>'s positive effect on the incidence of lung cancer. The study further proposes several planning strategies regarding the layout optimization of ecological spaces in the territorial spatial planning by improving the average patch area, the largest patch index, and aggregation index, and moderately increasing the patch shape index.

**Keywords:** territorial spatial planning; ecological space; landscape pattern; layout optimization; the incidence of lung cancer; PM<sub>2.5</sub>

**提 要** 基于全国228个县市的样本数据,以归一化植被指数(NDVI)表征并测度生态空间,运用空间杜宾模型和门槛模型,分析城市生态空间的景观格局特征对细颗粒物(PM<sub>2.5</sub>)与肺癌发病率的影响、调节作用及干预阈值。研究结果表明:生态空间的斑块密度、平均斑块面积与肺癌发病率呈显著负相关,平均斑块面积、最大斑块指数抑制了细颗粒物对肺癌发病率的正向作用;当生态空间平均斑块面积在6.86 hm<sup>2</sup>以上、最大斑块指数大于0.81、斑块形状指数处于1.84—1.89、聚集度指数大于84.82%时,均能显著抑制PM<sub>2.5</sub>对肺癌发病率的正向作用。进而从提升生态空间的平均斑块面积、最大斑块指数、聚集度指数以及适度提升斑块形状指数等方面提出国土空间规划中生态空间的布局优化策略。

**关键词** 国土空间规划;生态空间;景观格局;布局优化;肺癌发病率;PM<sub>2.5</sub>

中图分类号 TU984 文献标志码 A

DOI 10.16361/j.upf.202205010

文章编号 1000-3363(2022)05-0067-07

## 作者简介

谢波,武汉大学城市设计学院湖北省人居环境工程技术研究中心教授、博士生导师, xiebo317@whu.edu.cn

陈宇杰,武汉大学城市设计学院硕士研究生

庞哲,武汉大学城市设计学院硕士研究生

吝涛,中国科学院城市环境研究所城市生态环境规划与管理研究中心副主任、研究员, tlin@iue.ac.cn

王兰,同济大学建筑与城市规划学院,副院长,高密度人居环境生态与节能教育部重点实验室教授、博士生导师,通信作者, wanglan@tongji.edu.cn

**国**土空间规划作为优化全域全要素国土空间开发和保护格局的治理手段,对生态空间、农业空间和城镇空间做出统筹安排,可以通过减少健康风险暴露、提供健康设施以及促进体力活动和社会交往来影响人群健康<sup>[1-3]</sup>,为从空间布局角度促进人群健康提供了广阔的基础。其中,生态空间是指自然覆盖的、能够提供多种生态服务的生态要素空间实体,包括农田、森林、草原、湿地和水体等<sup>[2-4]</sup>,是改善呼吸健康的重要载体<sup>[5-6]</sup>。同时,我国由空气污染尤其是细颗粒物(PM<sub>2.5</sub>)引发的呼吸道健康问题日益严峻,由此导致肺癌发病率持续上升,已成为我国癌症死亡的主要原因<sup>[7-9]</sup>。生态空间能

国家自然科学基金面上项目“城市建成环境对肺癌患病空间多层级效应研究”(项目编号:41871359);国家自然科学基金面上项目“针对多元城市规划要素的健康影响评估模型研究”(项目编号:52078349);国家自然科学基金面上项目“出行行为视角下城市土地利用对交通事故的作用机制与调控研究”(项目编号:41971179)

够有效改善空气质量<sup>[10-11]</sup>、削减PM<sub>2.5</sub>质量浓度<sup>[12]</sup>，还能促进居民体力活动<sup>[13-14]</sup>，对于降低呼吸道疾病发病率具有积极作用。生态空间的总量和规模对于吸收PM<sub>2.5</sub>有着重要影响<sup>[15]</sup>；然而，调整和优化各类生态空间的形状和空间格局，同样会对城市生态空间的功能、质量和承载力产生重要影响<sup>[16-19]</sup>，其合理布局有利于提升城市整体生态效益，并对于减少空气污染具有重要作用<sup>[20-21]</sup>，进而改善呼吸健康。在国土空间规划体系下，生态空间的规模通常被限定，如何优化生态空间布局对于呼吸健康促进至关重要，需要开展理论和实证研究作为支撑。

生态空间的分布与组合规律可通过景观格局反映，它包含规模特征和形态分布特征两个方面。规模特征方面强调生态空间规模对城市大气环境影响的物理效应，现有研究证实了提高绿地斑块密度、平均斑块面积和最大斑块指数对PM<sub>2.5</sub>质量浓度的降低作用<sup>[22-23]</sup>。例如随着平均斑块面积的提升，绿地景观组分的生物量数量越多，生理活动越强，叶面积指数越高，能显著降低PM<sub>2.5</sub>质量浓度<sup>[22]</sup>。形态分布特征方面则更注重景观组分的空间组合效应。现有研究发现绿地斑块形状指数、香农多样性指数和斑块聚集度指数能够通过配置生态斑块的形态、规模和空间组合与PM<sub>2.5</sub>进行耦合，有效降低PM<sub>2.5</sub>质量浓度<sup>[24-26]</sup>。例如通过提升大中型生态斑块的空间拓展、聚集程度、连通性和边界曲折程度，均能够降低斑块间平均临近距离并提高斑块间聚合程度，增强生态斑块对PM<sub>2.5</sub>质量浓度的降低作用，并对降低传染病以及呼吸系统疾病的发病率具有显著正面影响<sup>[27-28]</sup>。同时，中微观的生态空间主要采用城市土地利用数据进行识别与分类<sup>[29-30]</sup>，宏观尺度的生态空间主要通过高精度遥感影像、归一化植被指数(NDVI)测度<sup>[31]</sup>。因此，在大尺度研究中用于表征植被覆盖的NDVI，被应用于刻画生态空间的规模和分布特征。综上所述，基于NDVI可测算生态空间的景观格局，进而分析城市生态空间对PM<sub>2.5</sub>和肺癌发病率的影响。

以全国228个县市为分析样本，本研究以归一化植被指数(NDVI)测度生

态空间，运用空间杜宾模型和门槛模型，从全国和地区两个范围，分析城市生态空间的景观格局特征对PM<sub>2.5</sub>与肺癌发病率的影响、调节作用及干预阈值。在国土空间规划体系下，本研究致力于面向人群呼吸健康，探索生态空间布局优化方法和策略，为科学规划和设计健康人居环境提供科学依据。

## 1 研究框架

### 1.1 研究框架与数据

本研究建构了生态空间的景观格局特征对PM<sub>2.5</sub>与肺癌发病率影响的分析框架(图1)。生态空间景观格局通过规模和形态分布作为特征表征，与生态空间总量共同直接影响PM<sub>2.5</sub>质量浓度，进而间接影响肺癌发病率。此外，将自然环境因素、社会经济因素和建成环境等对PM<sub>2.5</sub>质量浓度和肺癌发病率可能产生影响的因素作为控制变量。

本研究以2013—2015年全国228个县级行政区的面板数据为分析基础，从全国范围探究城市生态空间的景观格局特征对PM<sub>2.5</sub>和肺癌发病率影响的全局效应；同时，由于我国幅员辽阔，不同地区植被覆盖水平和空气污染物质量浓度分布差异较大，因此划分东部、中部和西部三大地区开展基于地区范围的分析，探究城市生态空间景观格局特征的地区效应，对于提炼差异化的生态空间干预措施降低肺癌发病率具有重要意义。本研究以县级行政区为单元进行变量计算

(表1)。其中，肺癌发病率的数据来自《中国肿瘤登记年报》2013—2015年共3年的抽样数据，主要包括肺癌总人数、肺癌发病率、肺癌粗率以及分性别数据等。PM<sub>2.5</sub>质量数据采用中国大气成分监测网(CAWNET)的时间序列数据，该数据是由CAWNET的153个监测站点采集，并利用遥感影像转点后提取均值作为各地区的PM<sub>2.5</sub>年平均质量浓度。归一化植被指数(NDVI)反映了植被覆盖水平，其取值范围为-1至1，负值表示地面覆盖为云、水体等，正值表示有植被覆盖。因此，本研究采用NDVI刻画农田、森林、草原、湿地和水体等生态空间的规模和分布特征<sup>[29-31]</sup>。NDVI数据来自美国宇航局的中分辨率成像光谱仪MOD13Q1 (<https://modis.gsfc.nasa.gov/>)，其空间分辨率为250 m。研究基于NDVI数据运用Fragstats4.2软件计算6个景观格局指数，包括斑块密度(PD)、平均斑块面积(AREA)、最大斑块指数(LPI)、斑块形状指数(SHAPE)、香农多样性指数(SHDI)和聚集度指数(AI)<sup>[22]</sup>。此外，根据现有关于空气污染物与肺癌发病率的影响因素文献<sup>[32-34]</sup>，选取各县区自然环境因素(降水、温度)、社会经济因素(人均GDP、人口密度)和建成环境因素(人均工业用地面积、道路密度)作为控制变量，数据来源于《中国县域统计年鉴》和《中国县城建设统计年鉴》，个别缺失数据由各省市统计年鉴整理补充。

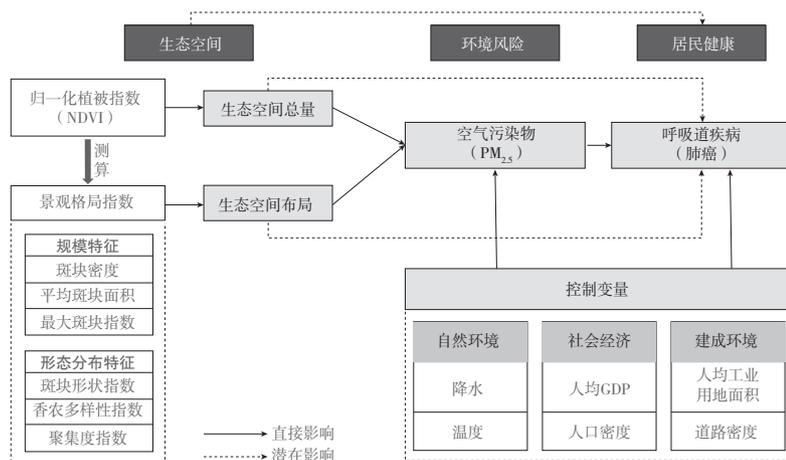


图1 分析框架  
Fig.1 Analytical framework

### 1.2 研究方法

本研究主要采用空间杜宾模型和门槛模型。在鉴别研究变量具备空间自相关性的基础上，依据数据类型和模型检验综合确定选取空间杜宾模型 (SDM) 为预测模型，并采用 Stata/SE 15.0 软件进行模型分析。空间杜宾模型兼具空间滞后模型和空间误差模型的优点，纳入了空间权重参数以考虑空间效应，同时能够缓解空间自相关效应，解决变量的空间溢出问题<sup>[35]</sup>。首先基于拉格朗日乘数检验 (LM 检验) 判定选用空间误差模型；其次运用似然比检验 (LR 检验) 判定模型应进一步转化为空间杜宾模型；最后运用霍斯曼检验判定空间杜宾模型选用固定效应。空间杜宾模型公式如下：

$$Y_{it} = \rho WY_{it} + \alpha I_{it} + \beta X_{it} + \theta WX_{it} + u \quad (1)$$

其中， $Y$  为因变量表示肺癌发病率， $X$  为自变量表示  $PM_{2.5}$ 、NDVI、生态空间景观格局指数和其他控制变量， $t$  为年份， $i$  为各县区单元， $\rho$ 、 $\alpha$ 、 $\beta$ 、 $\theta$  为各项影响系数， $I_{it}$  为元素的列向量， $W$  为空间权重矩阵， $u$  为误差项。

门槛模型是探究某一参数达到特定数值后引发另一参数发生结构性突变的计量研究方法。本研究以生态空间景观格局指数为门槛变量构建面板门槛模型，能够探究生态空间的景观格局特征对  $PM_{2.5}$  与肺癌发病率关系的调节阈值。构建单一门槛模型如公式 (2) 所示：

$$Y_{it} = \mu_i + I(GATE_{it} \leq \gamma)INTE_{it(1)} + I(GATE_{it} > \gamma)INTE_{it(2)} + \sum_{k=1}^4 \beta_k CONTR_{ikt} + \varepsilon_{it} \quad (2)$$

其中：门槛变量为  $GATE_{it}$ ； $\gamma$  为待估的门槛值； $INTE_{it}$  为景观格局指数与  $PM_{2.5}$  的交互项； $I(\cdot)$  为指示函数，当括号内条件满足时， $I(\cdot)=1$ ，否则为 0； $CONTR_{ikt}$  表示控制变量，包括降水、温度等；下标  $i$ 、 $t$  和  $k$  分别表示不同县区、时间和控制变量， $i=1, 2, \dots, 228$ ， $t=1, 2, \dots, 3$ ， $k=1, 2, \dots, 6$ ； $\varepsilon$  代表随机误差项。

本研究通过构建基于面板数据的空间杜宾模型，探讨生态空间的景观格局特征对  $PM_{2.5}$  与肺癌发病率的影响及调节作用，并运用面板门槛模型测度其门槛效应阈值。同时，运用稳健性检验 (Wald 检验) 测度模型的拟合

表 1 变量说明和描述

Tab.1 Explanations of variables

| 维度     | 变量名称              | 单位          | 数据描述  | 平均值 (2013—2015) | 标准差 (2013—2015) |
|--------|-------------------|-------------|---|-----------------|-----------------|
| 肺癌     | 肺癌发病率             | 人/10万人      | 新增肺癌病例数/年均区域总人数×100 000                         | 5.14            | 2.14            |
| 空气污染物  | $PM_{2.5}$ 质量浓度   | $\mu g/m^3$ | 年质量浓度均值   | 70.95           | 18.50           |
| 植被覆盖水平 | 生态空间 (采用 NDVI 测度) | -           | 归一化植被指数   | 0.44            | 0.12            |
| 景观格局指数 | 斑块密度 (PD)         | -           | 所有生态空间斑块的密度，PD 越大，破碎度越高                         | 0.14            | 0.26            |
|        | 平均斑块面积 (AREA)     | $hm^2$      | 所有生态空间斑块的平均面积                                   | 4.34            | 9.30            |
|        | 最大斑块指数 (LPI)      | %           | 表示最大生态空间斑块面积占整个景观面积的比例，LPI 值的变化可以反映受干扰的强度       | 0.89            | 0.15            |
|        | 斑块形状指数 (SHAPE)    | -           | 表示生态空间斑块形状的不规则程度，数值越高，斑块形状越复杂，数值越低，斑块形状越简单      | 1.42            | 0.20            |
|        | 香农多样性指数 (SHDI)    | -           | 各斑块类型的面积比乘以其值的自然对数之后的和的负值，反映景观异质性，值越高意味着景观类型越丰富 | 0.23            | 0.21            |
|        | 聚集度指数 (AI)        | %           | 反应生态空间斑块聚集度，AI 越大聚集度越高                          | 93.71           | 4.82            |
| 自然环境因素 | 降水                | mm          | 年平均降水量  | 1989.77         | 513.40          |
|        | 温度                | $^{\circ}C$ | 年平均温度   | 14.33           | 4.75            |
| 社会经济因素 | 人均 GDP            | 万元/人        | 年人均国内生产总值                                       | 5.65            | 3.98            |
|        | 人口密度              | 万人/ $km^2$  | 人口/城市面积   | 0.10            | 0.22            |
| 建成环境因素 | 人均工业用地面积          | $m^2$ /人    | 工业用地面积/人数                                       | 9.83            | 9.42            |
|        | 道路密度              | $km/km^2$   | 道路长度/建成区面积                                      | 0.35            | 0.53            |

优度，检验得出模型具有良好的稳健性<sup>[35]</sup>。

## 2 结果分析

### 2.1 生态空间、 $PM_{2.5}$ 与肺癌发病率的时空分布特征

本研究分析了 2013 至 2015 年  $PM_{2.5}$  与肺癌发病率随城市生态空间变化的特征 (图 2)。3 年间，NDVI 年均值从 2013 年 (0.42) 至 2015 年 (0.46) 逐渐升高， $PM_{2.5}$  年质量浓度均值从  $87.45 \mu g/m^3$  降低至  $57.14 \mu g/m^3$ ，肺癌发病率年均值从 5.16 人/10 万人口略微降低至 5.15 人/10 万人口。秩和检验结果进一步表明，肺癌发病率未发生显著性变化， $PM_{2.5}$  质量浓度逐年显著减少，NDVI 平均值逐年显著增大。

从空间分布来看：我国东部地区  $PM_{2.5}$  和肺癌发病率均明显高于西部地区，西部地区肺癌发病率最低；中部地区 NDVI 普遍高于东部和西部地区。地区层面，各县区  $PM_{2.5}$  质量浓度普遍下降，仅黑龙江、河南和河北等地区有部分县区上升；大多数县区 NDVI 得到一定程度的提升，主要集中在中部和东部地区 (图 3)。

### 2.2 生态空间景观格局对 $PM_{2.5}$ 与肺癌发病率的影响及调节作用

表 2 模型 1 以全国 228 个县级行政区为分析样本。结果表明， $PM_{2.5}$ 、人均工业用地面积与肺癌发病率显著正相关，而斑块密度、平均斑块面积、温度、道路密度与肺癌发病率显著负相关。生态空间的斑块形状指数、聚集度指数与  $PM_{2.5}$  的交互项均与肺癌发病率显著正相关，表明斑块形状指数、聚集度指数能提升  $PM_{2.5}$  对肺癌发病率的正向作用；平均斑块面积、最大斑块指数与  $PM_{2.5}$  的交互项与肺癌发病率显著负相关，表明平均斑块面积、最大斑块指数能抑制  $PM_{2.5}$  对肺癌发病率的正向作用。

同时，研究将全国 31 个省的 228 个区县分为东部地区、中部地区和西部地区 3 个组别，对生态空间景观格局、 $PM_{2.5}$  和肺癌发病率的关系进行分地区探究。模型结果 (表 2 模型 2—4) 表明：在我国东部地区， $PM_{2.5}$ 、最大斑块指数、斑块形状指数、香农多样性指数、聚集度指数与肺癌发病率显著正相关，而 NDVI、降水、温度和道路密度与肺癌发病率显著负相关；此外，聚集度指数与  $PM_{2.5}$  的交互项与肺癌发病率显著正相关。

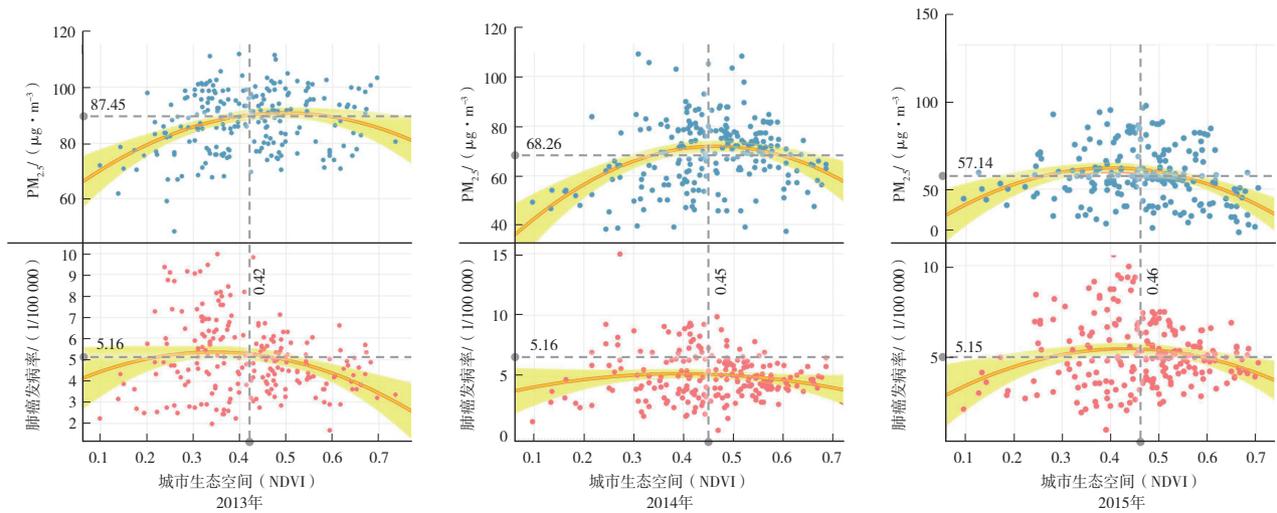


图2 2013—2015年PM<sub>2.5</sub>与肺癌发病率随城市生态空间变化的特征  
Fig.2 Characteristics of ecological space changes with PM<sub>2.5</sub> and lung cancer incidence from 2013 to 2015

表2 空间杜宾模型结果  
Tab.2 Results of spatial Dubin model

| 变量                      | 全样本       |       | 东部地区      |       | 中部地区      |       | 西部地区      |       |
|-------------------------|-----------|-------|-----------|-------|-----------|-------|-----------|-------|
|                         | 模型1       | 模型2   | 模型3       | 模型4   | 模型3       | 模型4   | 模型4       | 模型4   |
|                         | 系数        | 标准误   | 系数        | 标准误   | 系数        | 标准误   | 系数        | 标准误   |
| PM <sub>2.5</sub>       | 0.310***  | 0.050 | 0.212***  | 0.074 | 0.240**   | 0.108 | 0.153*    | 0.092 |
| NDVI                    | 0.030     | 0.064 | -0.203*   | 0.116 | -0.281**  | 0.118 | 0.035     | 0.077 |
| PD                      | -0.117*   | 0.064 | -0.084    | 0.082 | -0.153    | 0.134 | 0.050     | 0.146 |
| AREA                    | -0.167**  | 0.075 | -0.184    | 0.140 | -0.096    | 0.117 | -0.196**  | 0.098 |
| LPI                     | 0.086     | 0.075 | 0.232**   | 0.094 | -0.501*** | 0.121 | 0.648***  | 0.187 |
| SHAPE                   | 0.044     | 0.045 | 0.149*    | 0.083 | 0.009     | 0.062 | 0.117     | 0.076 |
| SHDI                    | -0.089    | 0.096 | 0.214*    | 0.127 | -0.039    | 0.171 | 0.189     | 0.215 |
| AI                      | -0.004    | 0.077 | 0.197**   | 0.099 | 0.141     | 0.152 | -0.389*** | 0.148 |
| 降水                      | -0.073    | 0.055 | -0.228*   | 0.117 | -0.330*** | 0.121 | -0.110*   | 0.063 |
| 温度                      | -0.222*** | 0.071 | -0.547*** | 0.144 | -0.491*** | 0.136 | 0.220**   | 0.084 |
| 人均GDP                   | 0.040     | 0.048 | 0.063     | 0.068 | -0.285*** | 0.081 | -0.194**  | 0.090 |
| 人口密度                    | -0.003    | 0.042 | -0.069    | 0.127 | -1.087*** | 0.152 | 0.028     | 0.057 |
| 人均工业用地面积                | 0.109***  | 0.043 | 0.078     | 0.058 | -0.037    | 0.067 | 0.043     | 0.080 |
| 道路密度                    | -0.090*   | 0.050 | -0.287*** | 0.075 | 0.608***  | 0.104 | -0.046    | 0.137 |
| PD*PM <sub>2.5</sub>    | -0.011    | 0.059 | 0.110     | 0.114 | 0.118     | 0.240 | 0.038     | 0.102 |
| AREA*PM <sub>2.5</sub>  | -0.112**  | 0.054 | 0.120     | 0.167 | -0.004    | 0.124 | -0.002    | 0.054 |
| LPI*PM <sub>2.5</sub>   | -0.187**  | 0.088 | -0.133    | 0.104 | -0.041    | 0.188 | 0.339*    | 0.187 |
| SHAPE*PM <sub>2.5</sub> | 0.083**   | 0.037 | 0.013     | 0.072 | 0.041     | 0.054 | -0.115**  | 0.053 |
| SHDI*PM <sub>2.5</sub>  | 0.145     | 0.100 | 0.130     | 0.140 | 0.023     | 0.181 | 0.290     | 0.191 |
| AI*PM <sub>2.5</sub>    | 0.277***  | 0.073 | 0.177*    | 0.101 | 0.035     | 0.158 | 0.003     | 0.101 |
| R <sup>2</sup>          | 0.194     |       | 0.451     |       | 0.515     |       | 0.645     |       |
| Log-L                   | -843.962  |       | -330.570  |       | -209.253  |       | -123.32   |       |
| N                       | 228       |       | 103       |       | 74        |       | 51        |       |

斑块密度 (PD), 平均斑块面积 (AREA), 最大斑块指数 (LPI), 斑块形状指数 (SHAPE), 香农多样性指数 (SHDI), 聚集度指数 (AI)。\*、\*\*、\*\*\*分别表示10%、5%、1%水平下显著。

在中部地区, PM<sub>2.5</sub>和道路密度与肺癌发病率显著正相关, NDVI、最大斑块指数、降水、温度、人均GDP和人口密度与肺癌发病率显著负相关。在西部地区, PM<sub>2.5</sub>、最大斑块指数、温度与肺癌发病率显著正相关, 而平均斑块面积、聚集度指数、降水、人均GDP与肺癌发病率

显著负相关; 同时最大斑块指数与PM<sub>2.5</sub>的交互项与肺癌发病率显著正相关, 而斑块形状指数与PM<sub>2.5</sub>的交互项与肺癌发病率显著负相关。分地区空间杜宾模型结果表明, 由于城市生态空间景观格局特征存在显著的空间异质性, 其对PM<sub>2.5</sub>与肺癌发病率关系的调节作用存在显著

差异。其中: 在东部地区, 聚集度指数能提升PM<sub>2.5</sub>对肺癌发病率的正向作用; 在西部地区, 最大斑块指数发挥了正向调节作用, 斑块形状指数则起到了负向调节作用; 而在中部地区, 生态空间景观格局指数对PM<sub>2.5</sub>与肺癌发病率关系的调节作用不显著。

### 2.3 生态空间景观格局指数的门槛效应检验

全样本模型与分地区模型结果存在差异性表明景观格局指数对肺癌发病率存在非线性影响。因此, 选取各景观格局指数为门槛变量, 并以景观格局指数与PM<sub>2.5</sub>的交互项为门槛效应变量, 采用基于面板数据的门槛模型探究生态空间景观格局对PM<sub>2.5</sub>与肺癌发病率的非线性影响。同时, 采用自主抽样法 (bootstrap) 模拟LM检验中F统计量的渐近分布临界值, 从而判定是否存在门槛效应<sup>[36]</sup>。

景观格局指数门槛估计值和回归结果 (表3) 显示: 当平均斑块面积处于6.39—6.86 hm<sup>2</sup>、最大斑块指数小于0.81、香农多样性指数处于0.11—0.50、聚集度指数小于84.82%时, 均能显著提升PM<sub>2.5</sub>对肺癌发病率的正向作用; 而当平均斑块面积在6.86 hm<sup>2</sup>及以上、最大斑块指数大于等于0.81、斑块形状指数处于1.84—1.89、聚集度指数大于等于84.82%时, 均能显著抑制PM<sub>2.5</sub>对肺癌发

病率的正向作用。

### 3 生态空间布局优化策略探讨

本研究结果表明，城市生态空间的景观格局特征与肺癌发病率显著相关，同时能显著调节PM<sub>2.5</sub>与肺癌发病率的关系。面向呼吸健康，全国层面应合理提升斑块密度、平均斑块面积、最大斑块指数，而斑块形状指数、聚集度指数的优化方式需要进一步结合门槛模型予以确定。地区层面，东部地区应降低生态空间的最高斑块指数、斑块形状指数、香农多样性指数和聚集度指数，中部地区提升生态空间的最高斑块指数，西部地区提升生态空间的最高斑块指数并提升平均斑块面积、聚集度指数和斑块形状指数。

同时，生态空间的景观格局特征对肺癌发病率存在非线性影响和门槛效应，本研究所明确的阈值可为生态空间布局优化的精准调控提供基础。在生态空间规模特征方面，全国范围样本模型显示，当生态空间的平均斑块面积在6.86 hm<sup>2</sup>及以上、最大斑块指数大于等于0.81时，有利于降低PM<sub>2.5</sub>导致肺癌发病率上升的作用，因此在生态空间布局优化中应加强对于生态空间规模的调控。在生态空间形态分布特征方面，研究结果显示，提升生态空间的聚集度指数至84.82%及以上有利于降低PM<sub>2.5</sub>导致肺癌发病率上升的作用，而将斑块形状指数保持在1.84—1.89的阈值区间内方能降低该影响。具体策略包括以下方面：

(1) 增加生态空间平均斑块面积，提升生态空间分布的均匀度。样本城市的生态空间平均斑块面积的平均值为3.05 hm<sup>2</sup> (2015年)，整体水平较低。而且，高于6.86 hm<sup>2</sup> (调节阈值) 的县区数量仅有19个，仅占全部县区的8%，处于生态空间平均斑块面积最佳调节区间的县区比例较低，整体水平亟待提高[图4(a)]。建议进一步提升城市生态空间的总体规模，并通过整合城市零散公园、防护绿地等生态空间来增加其平均斑块面积，提升各类生态空间分布的均匀度。

(2) 提升生态空间的最高斑块指数，发挥集群效应。样本城市的生态空间最高斑块指数平均值为0.88 (2015年)，高

表3 景观格局指数门槛效应回归结果

Tab.3 Regression results of index threshold effect of green space landscape pattern

| 门槛效应变量                  | 门槛变量取值范围        | 系数     | t值       | P值   |
|-------------------------|-----------------|--------|----------|------|
| PD*PM <sub>2.5</sub>    | PD<0.03         | -0.002 | -0.45    | 0.65 |
|                         | 0.03≤PD<0.05    | 1.200  | 3.18***  | 0.00 |
|                         | 0.05≤PD         | 0.152  | 0.074**  | 0.04 |
| AREA*PM <sub>2.5</sub>  | AREA<6.39       | 0.129  | 0.31     | 0.75 |
|                         | 6.39≤AREA<6.86  | 4.202  | 2.31**   | 0.02 |
| LPI*PM <sub>2.5</sub>   | 6.86≤AREA       | -0.268 | -2.38**  | 0.02 |
|                         | LPI<0.81        | 0.106  | 2.13**   | 0.03 |
| SHAPE*PM <sub>2.5</sub> | 0.81≤LPI        | -0.295 | -2.54*** | 0.01 |
|                         | SHAPE<1.84      | -0.041 | -0.46    | 0.65 |
| SHDI*PM <sub>2.5</sub>  | 1.84≤SHAPE<1.89 | -0.100 | -3.19*** | 0.00 |
|                         | 1.89≤SHAPE      | 0.145  | 1.37     | 0.17 |
| SHDI*PM <sub>2.5</sub>  | SHDI<0.11       | -0.162 | -1.08    | 0.28 |
|                         | 0.11≤SHDI<0.50  | 0.772  | 3.78***  | 0.00 |
| AI*PM <sub>2.5</sub>    | 0.50≤SHDI       | 0.125  | 1.20     | 0.23 |
|                         | AI<84.82        | 0.155  | 2.90***  | 0.00 |
|                         | 84.82≤AI        | -0.140 | -2.79*** | 0.01 |

斑块密度 (PD)，平均斑块面积 (AREA)，最大斑块指数 (LPI)，斑块形状指数 (SHAPE)，香农多样性指数 (SHDI)，聚集度指数 (AI)。\*、\*\*、\*\*\*分别表示10%、5%、1%水平下显著。

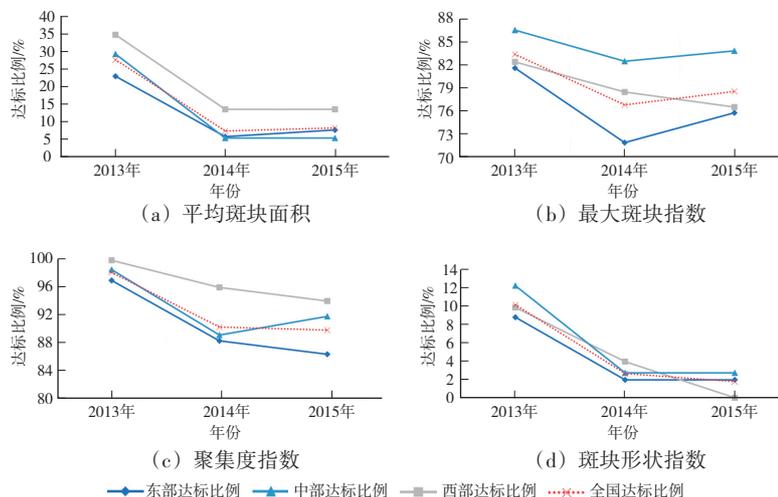


图3 生态空间景观格局指数达标比例  
Fig.3 Proportion of ecological spatial and landscape pattern index reaching the standard

于0.81 (调节阈值) 的县区数量为162, 占全部县区的71%, 处于生态空间最大斑块指数最佳调节区间的县区比例较高[图4(b)]。建议全面提升各地区的生态空间最大斑块指数至0.81以上, 有利于降低PM<sub>2.5</sub>导致肺癌发病率上升的作用。建议在城市绿地系统规划中, 通过强化优势绿地建设, 打造城市大型生态斑块, 提升其集群效应。

(3) 提升生态空间聚集度指数, 增强斑块间聚合程度。样本城市的聚集度指数平均值为92.94% (2015年), 高于84.82% (调节阈值) 的县区数量为205个, 占全部县区的90%。其中: 聚集度指数高于84.82%的县区在东部地区有89

个, 占该地区的86.41%; 中部地区为68个, 占该地区91.89%; 西部地区为48个, 占该地区94.12%。三大地区处于生态空间聚集度指数最佳调节区间的县区比例较高, 但仍有提升空间[图4(c)]。建议进一步增加城市生态空间的聚集度, 通过构建“基质-斑块-廊道”模式的生态空间网络, 打造带状或组团式绿地, 以增加生态空间之间的连接度。

(4) 合理提升生态空间的斑块形状指数, 适度保持生态空间形态的不规则程度。样本城市的斑块形状指数平均值为1.37 (2015年), 高于1.89 (调节阈值高值) 的县区数量为4个, 占全部县区的1.75%, 其余样本均在1.84 (调节阈

值低值)以下[图4(d)]。因此,在国土空间规划的生态保护红线划定时,在维护生态空间的自然边界基础上,应适度增加斑块形状指数,提高其边界的曲折和复杂程度,以提升生态空间对PM<sub>2.5</sub>的消解作用;同时应当防止生态空间边界形状过度复杂化对其内部生境造成损害。

#### 4 结语

本研究以全国228个县市为例,运用空间杜宾模型证实了城市生态空间的景观格局特征显著影响了肺癌发病率,并对PM<sub>2.5</sub>与肺癌发病率的关系具有调节作用,且在不同地区的影响效应存在一定差异。运用门槛模型探究了生态空间景观格局指数对PM<sub>2.5</sub>与肺癌发病率的非线性影响,鉴别了显著抑制PM<sub>2.5</sub>对肺癌发病率不良影响的各类景观格局指数的阈值区间。研究从提升生态空间的分布均匀度、集群效应、聚合程度以及适度提升形态不规则程度等方面,提出了针对呼吸健康的生态空间布局优化策略,为国土空间规划中生态保护红线划定、生态空间布局等工作提供了一定的技术支持。

在“健康中国”国家战略背景下,非常有必要优化城市生态空间布局,评估城市生态空间对居民健康的影响效应及干预阈值,并合理配置生态空间的布局形式,发挥生态空间的健康效益。

#### 参考文献 (References)

[1] 杨保军,陈鹏,董珂,等.生态文明背景下的国土空间规划体系构建[J].城市规划学刊,2019(4):16-23. (YANG Baojun, CHEN Peng, DONG Ke, et al. Formation of the national territory development planning system under the background of ecological civilization[J]. Urban Planning Forum, 2019(4): 16-23.)

[2] 王兰,贾颖慧,朱晓玲,等.健康融入国土空间总体规划方法建构及实践探索[J].城市规划学刊,2021(4):81-87. (WANG Lan, JIA Yinghui, ZHU Xiaoling, et al. Integrating health in territorial spatial master planning: methodology and practice[J]. Urban Planning Forum, 2021(4): 81-87.)

[3] 张尚武,刘振宇,王昱菲.“三区三线”统筹划定与国土空间布局优化:难点与方法思

考[J].城市规划学刊,2022(2):8. (ZHANG Shangwu, LIU Zhenyu, WANG Yufei. Delineation of the “three zones and three lines” and optimization of spatial layout: obstacles and methodological thinking[J]. Urban Planning Forum, 2022(2): 12-19.)

[4] 王成.中国城市生态空间:范围,规模,成分与布局[J].中国城市林业,2022,20(2):1-7. (WANG Cheng. Urban ecological space in China: scope, scale, component and layout[J]. Journal of Chinese Urban Forestry, 2022, 20(2): 1-7.)

[5] 王慈,陈睿,王凌青,等.基于全要素多元价值发挥的国土空间规划探索:以河南省三门峡市为例[J].城市规划学刊,2021(2):58-65. (WANG Ci, CHEN Rui, WANG Lingqing, et al. An exploration of territorial spatial planning based on multi-value realization of full factors: a case study of Sanmenxia city, Henan Province[J]. Urban Planning Forum, 2021(2): 58-65.)

[6] 闫水玉,唐俊.城市绿色空间生态系统服务供需匹配评估方法:研究进展与启示[J].城市规划学刊,2022(2):62-68. (YAN Shuiyu, TANG Jun. Methods to evaluate supply and demand matching of urban green space ecosystem services: research progress and reflections[J]. Urban Planning Forum, 2022(2): 62-68.)

[7] KYU H H, ABATE D, ABATE K H, et al. Global, regional, and national disability-adjusted life-years (DALYs) for 359 diseases and injuries and healthy life expectancy (HALE) for 195 countries and territories, 1990-2017: a systematic analysis for the global burden of disease study 2017[J]. Lancet, 2018, 392(10159): 1859-1922.

[8] CHEN W, SUN K, ZHENG R, et al. Cancer incidence and mortality in China, 2014[J]. Chin J Cancer Res, 2018, 30(1): 1-12.

[9] BRAY F, FERLAY J, SOERJOMATARAM I, et al. Global cancer statistics 2018: GLOBOCAN estimates of incidence and mortality worldwide for 36 cancers in 185 countries[J]. CA Cancer J Clin, 2018, 68(6): 394-424.

[10] MATOS P, VIEIRA J, ROCHA B, et al. Modeling the provision of air-quality regulation ecosystem service provided by urban green spaces using lichens as ecological indicators[J]. Science of the Total Environment, 2019, 665: 521-530.

[11] MCDONALD A G, BEALEY W J, FOWLER D, et al. Quantifying the effect of urban tree planting on concentrations and depositions of PM<sub>10</sub> in two UK conurbations[J]. Atmospheric Environment, 2007, 41(38): 8455-8467.

[12] WANG R Y, YANG B Y, YAO Y, et al.

Residential greenness, air pollution and psychological well-being among urban residents in Guangzhou, China[J]. Science of the Total Environment, 2020, 711: 134843.

[13] JENNINGS V, BAMKOLE O. The relationship between social cohesion and urban green space: an avenue for health promotion[J]. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2019, 16(3): 14.

[14] SHANAHAN D F, LIN B B, BUSH R, et al. Toward improved public health outcomes from urban nature[J]. American Journal of Public Health, 2015, 105(3): 470-477.

[15] WEI S. Land-use/land-cover change and ecosystem service provision in China[J]. Science of the Total Environment, 2017, 576: 705-719.

[16] 吴人韦.支持城市生态建设:城市绿地系统规划专题研究[J].城市规划,2000(4):31-33. (WU renwei. On the subject of urban green space system planning[J]. City Planning Review, 2000(4): 31-33.)

[17] 苏泳娴,黄光庆,陈修治,等.城市绿地的生态环境效应研究进展[J].生态学报,2011,31(23):7287-7300. (SU Yongxian, HUANG Guangqing, CHEN Xiuzhi, et al. Research progress in the eco-environmental effects of urban green spaces[J]. Acta Ecologica Sinica, 2011, 31(23): 7287-7300.)

[18] 周志翔,邵天一,唐万鹏,等.城市绿地空间格局及其环境效应:以宜昌市中心城区为例[J].生态学报,2004(2):186-192. (ZHOU Zhixiang, SHAO Tianyi, TANG Wanpeng, et al. The different urban green-land spatial patterns and their environmental effects: a case of the central district of Yichang city, Hubei Province[J]. Acta Ecologica Sinica, 2004(2): 186-192.)

[19] 杨瑞卿,薛建辉.城市绿地景观格局研究:以徐州市为例[J].人文地理,2006,21(3):14-18. (YANG Ruiqing, XUE Jianhui. Analysis on the structure and pattern of urban green land: a case study of Xuzhou city [J]. Human Geography, 2006, 21(3): 14-18.)

[20] 季斌,孔军,孔善右.南京城市化进程中的生态环境问题及生态城市建设[J].现代城市研究,2007,22(5):38-41. (JI Bin, KONG Jun, KONG Shanyou. Main eco-environmental problems in the course of urbanization and ecological city construction in Nanjing[J]. Modern Urban Research, 2007, 22(5): 38-41)

[21] 温小洁,姚顺波,赵敏娟.基于降水条件的城镇化与植被覆盖协调发展研究[J].地理科学进展,2018,37(10):1352-1361. (WEN

- Xiaojie, YAO Shunbo, ZHAO Minjuan. Coordinating the development of urbanization and vegetation coverage based on precipitation[J]. *Progress in Geography*, 2018, 37(10): 1352-1361.)
- [22] 杨玉莲, 杨昆, 罗毅, 等. 1998—2016 中国八大经济区植被覆盖对 PM<sub>2.5</sub> 浓度时空分布的影响[J]. *环境科学*, 2021, 42(11): 5100-5108. (YANG Yulian, YANG Kun, LUO Yi, et al. Effect of vegetation coverage on the temporal and spatial distribution of PM<sub>2.5</sub> concentration in China's eight major economic regions from 1998 to 2016 [J]. *Environmental Science*, 2021, 42(11): 5100-5108.)
- [23] 雷雅凯, 段彦博, 马格, 等. 城市绿地景观格局对 PM<sub>2.5</sub>、PM<sub>10</sub> 分布的影响及尺度效应[J]. *中国园林*, 2018(7): 98-103. (LEI Yakai, DUAN Yanbo, MA Ge, et al. Influence of urban green landscape pattern on the concentration of PM<sub>2.5</sub>/PM<sub>10</sub> and scale effect in Zhengzhou, China[J]. *Chinese Landscape Architecture*, 2018(7): 98-103.)
- [24] 李新宇, 赵松婷, 李廷明, 等. 北京市不同主干道绿地群落对大气 PM<sub>2.5</sub> 浓度消减作用的影响[J]. *生态环境学报*, 2014, 23(4): 615-621. (LI Xinyu, ZHAO Songting, LI Yanming, et al. Subduction effect of urban arteries green space on atmospheric concentration of PM<sub>2.5</sub> in Beijing[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2014, 23(4): 615-621.)
- [25] 邓晴晴, 李二玲, 任世鑫. 农业集聚对农业面源污染的影响: 基于中国地级市面板数据门槛效应分析[J]. *地理研究*, 2020, 39(4): 970-989. (DENG Qingqing, LI Erling, REN Shixin. Impact of agricultural agglomeration on agricultural non-point source pollution: evidences from the threshold effect based on the panel data of prefecture-level cities in China[J]. *Geographical Research*, 2020, 39(4): 970-989.)
- [26] 张惠远, 饶胜, 迟妍妍, 等. 城市景观格局的大气环境效应研究进展[J]. *地球科学进展*, 2006, 21(10): 1025-1032. (ZHANG Huiyuan, RAO Sheng, CHI Yanyan, et al. Advances in the impacts of urban landscape pattern on urban air environment[J]. *Advances in Earth Science*, 2006, 21(10): 1025-1032.)
- [27] JAAFARI S, SHABANI A A, MOEIN-ADDINI M, et al. Applying landscape metrics and structural equation modeling to predict the effect of urban green space on air pollution and respiratory mortality in Tehran[J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2020, 192(7): 412.
- [28] YE Y, QIU H. Using urban landscape pattern to understand and evaluate infectious disease risk[J]. *Urban for Urban Green*, 2021, 62: 127126.
- [29] FAN F, WEN X, FENG Z, et al. Optimizing urban ecological space based on the scenario of ecological security patterns: the case of central Wuhan, China[J]. *Applied Geography*, 2022, 138: 102619.
- [30] 周启刚, 李剑, 孟浩斌, 等. 基于遥感解释的重庆市重要生态空间质量评价[J]. *水土保持研究*, 2021, 28(6): 292-300. (ZHOU Qigang, LI Jian, MENG Haobin, et al. Evaluation on quality of important ecological space in Chongqing city based on remote sensing interpretation[J]. *Research of Soil and Water Conservation*, 2021, 28(6): 292-300.)
- [31] 颜丽虹. 基于不同尺度 NDVI 定量分析的区域植被生态空间分布与演变研究: 以漓江流域为例[J]. *中国农业大学学报*, 2016, 21(7): 105-112. (YAN Lihong. Study on the spatial distribution and evolution of regional vegetation ecosystem based on NDVI quantitative analysis in different scales: a case study of Lijiang river basin[J]. *Journal of China Agricultural University*, 2016, 21(7): 105-112.)
- [32] SHE Q, PENG X, XU Q, et al. Air quality and its response to satellite-derived urban form in the Yangtze River Delta, China[J]. *Ecological Indicators*, 2017, 75: 297-306.
- [33] HAN X, FANG W, LI H, et al. Heterogeneity of influential factors across the entire air quality spectrum in Chinese cities: A spatial quantile regression analysis[J]. *Environmental Pollution*, 2020, 262: 114259.
- [34] HAN X, LI H, LIU Q, et al. Analysis of influential factors on air quality from global and local perspectives in China[J]. *Environmental Pollution*, 2019, 248: 965-979.
- [35] ELHORST J P. Specification and estimation of spatial panel data models[J]. *International Regional Science Review*, 2003, 26(3): 244-268.
- [36] 季书涵, 朱英明. 产业集聚的资源错配效应研究[J]. *数量经济技术经济研究*, 2017, 34(4): 17. (JI Shuhan, ZHU Yingming. The study of the industrial agglomeration effect on misallocation of resources[J]. *The Journal of Quantitative Technical Economics*, 2017, 34(4): 17.)

修回: 2022-09