

DOI: 10.20103/j.stxb.202311012367

曾庆雨, 孙才志. 黄河流域陆地生态系统碳储量测算及其影响因素. 生态学报, 2024, 44(13): 5476-5493.

Zeng Q Y, Sun C Z. Estimation and influencing factors of carbon storage in terrestrial ecosystems in the Yellow River Basin. Acta Ecologica Sinica, 2024, 44(13): 5476-5493.

# 黄河流域陆地生态系统碳储量测算及其影响因素

曾庆雨<sup>1</sup>, 孙才志<sup>2, 3, \*</sup>

<sup>1</sup> 辽宁师范大学地理科学学院, 大连 116029

<sup>2</sup> 教育部人文社科重点研究基地辽宁师范大学海洋经济与可持续发展研究中心, 大连 116029

<sup>3</sup> 辽宁省海洋经济高质量发展高校协同创新中心, 大连 116029

**摘要:** 准确估算陆地生态系统碳储量, 科学制定生态环境保护和土地利用政策, 对促进区域低碳可持续发展, 实现“碳中和”目标具有重要意义。基于大量碳密度样点数据, 将其与生态地理分区和土地利用类型图空间叠置, 采用克里金插值法得到黄河流域碳密度空间分布数据集。应用 InVEST 模型对 2000 年、2010 年和 2020 年黄河流域陆地生态系统碳储量的时空演变测度, 提高了碳储量估算结果的准确性。利用 Pearson 相关性分析和多尺度地理加权回归模型 (MGWR) 对自然、社会经济和景观格局指数等因素对县级行政单元尺度单位面积碳储量的影响进行分析。主要结论如下: (1) 黄河流域碳密度空间分布呈西部大于东部、东部地区自东南向西北递减的格局; (2) 2000—2020 年黄河流域陆地生态系统碳储量增加 0.02% ( $7.011 \times 10^9$ — $7.012 \times 10^9$  t), 空间分布与碳密度相同, 空间集聚特征显著, “高高集聚区”主要分布在黄河上游西南部的青藏高原地区, “低低集聚区”主要分布在黄河上游北部和黄河下游大部分地区; (3) Pearson 相关性分析得出与碳储量呈正相关的影响因素为 *Pr* (降水)、NDVI (归一化植被指数) 和 Slope (坡度); 呈负相关的影响因素为 TEM (温度)、HAI (人类影响指数)、SHDI (香农多样性指数)、DN (夜间灯光数据像素值) 和 PPOD (人口密度)。 (4) MGWR 模型得出 TEM、*Pr*、NDVI 和 SHDI 空间异质性强, HAI 在 2010 年后异质性强; Slope 空间异质性中等; DN 和 PPOD 为全局尺度变量, 空间影响平稳; (5) MGWR 模型得出 NDVI 对黄河流域县级单位面积碳储量作用强度最大。NDVI、Slope 对县级单位面积碳储量的影响呈正效应, TEM、HAI、DN 和 PPOD 呈负效应, *Pr*、SHDI 呈正、负双向效应。

**关键词:** 黄河流域; 陆地生态系统碳储量; 碳密度; 多尺度地理加权回归模型 (MGWR); 影响因素; InVEST 模型

## Estimation and influencing factors of carbon storage in terrestrial ecosystems in the Yellow River Basin

ZENG Qingyu<sup>1</sup>, SUN Caizhi<sup>2, 3, \*</sup>

<sup>1</sup> School of Geographical Sciences, Liaoning Normal University, Dalian 116029, China

<sup>2</sup> Key Research Base of Humanities and Social Sciences of the Ministry of Education, Center for Studies of Marine Economy and Sustainable Development, Liaoning Normal University, Dalian 116029, China

<sup>3</sup> University Collaborative Innovation Center of Marine Economy High-Quality Development of Liaoning Province, Dalian 116029, China

**Abstract:** Accurate estimation of carbon storage in terrestrial ecosystems and the scientific formulation of eco-environmental protection and land use policies are crucial for promoting regional low-carbon sustainable development and achieving the goal of carbon neutrality. Based on a large number of carbon density sample points, this study overlaid it with an ecological geographic zoning map and land use map, and used the Kriging interpolation method to obtain the spatial distribution dataset of carbon density in the Yellow River Basin (YRB). Then, the InVEST model was employed to measure the spatio-

基金项目: 教育部人文社会科学研究青年基金项目 (23YJC790042)

收稿日期: 2023-11-01; 网络出版日期: 2024-04-08

\* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: suncaizhi@lnu.edu.cn

temporal evolution of terrestrial ecosystem carbon storage of YRB in 2000, 2010, and 2020, improving the accuracy of carbon storage estimation results. Pearson correlation analysis and multiscale geographically weighted regression model (MGWR) were used to analyze the impact of natural factors, socio-economic factors, and landscape pattern indexes on carbon storage per unit area at the level of county administrative units. The main findings are as follows: (1) The overall carbon density showed a spatial pattern of the west being higher than the east, with a decreasing trend from southeast to northwest in the east. (2) From 2000 to 2020, the terrestrial ecosystem carbon storage increased by 0.02% ( $7.011 \times 10^9$ — $7.012 \times 10^9$  t) in the YRB, and the spatial pattern of carbon storage was the same as that of carbon density, with significant spatial agglomeration characteristics. The “high and high aggregation” areas were mainly distributed in the Qinghai-Tibet Plateau region in the southwest part of the upper YRB, while the “low and low aggregation” areas were mainly distributed in the northern part of the upper YRB and most of the lower YRB. (3) Pearson correlation analysis showed that mean annual precipitation ( $Pr$ ), normalized difference vegetation index (NDVI), and slope were positively correlated with carbon storage; mean annual temperature (TEM), Human Active Index (HAI), Shannon Diversity Index (SHDI), digital number value of nighttime light data ( $DN$ ) and population density (PPOD) were negatively correlated with carbon storage. (4) The MGWR model showed that TEM,  $Pr$ , NDVI, and SHDI had strongly spatial heterogeneity in 2000, 2010, and 2020, and HAI showed strongly spatial heterogeneity after 2010. The slope had moderate spatial heterogeneity.  $DN$  and PPOD were global scale variables, and their spatial effects were stable. (5) The MGWR model showed that NDVI had the strongest effect on carbon storage per unit area at the level of county administrative units in the YRB. NDVI and slope had positive effects on carbon storage per unit area at the level of county administrative units; TEM, HAI,  $DN$ , and PPOD had negative effects;  $Pr$  and SHDI had both positive and negative effects.

**Key Words:** Yellow River Basin; terrestrial ecosystem carbon storage; carbon density; multiscale geographically weighted regression model; influencing factors; InVEST model

中国作为全球第一碳排放大国<sup>[1]</sup>,提出 2030 年前实现碳达峰、2060 年前实现碳中和。增强陆地生态系统碳汇是减缓大气 CO<sub>2</sub>浓度上升的有效途径,是实现“碳中和”的关键因素<sup>[1]</sup>。国内外学者采用生物量法、存量法、箱式法和采样法估算生态系统碳储量,这些方法准确性高,但难以反映长时间和大尺度碳储量变化<sup>[2]</sup>。InVEST 模型通过土地利用和碳密度数据进行大尺度和长期碳储量估算,被广泛应用于各国家和地区。近年来,国内外学者基于 InVEST 模型对不同级别(国家<sup>[3]</sup>、省<sup>[4-5]</sup>、城市群<sup>[6]</sup>、市<sup>[7-8]</sup>、县<sup>[9]</sup>、多尺度格网<sup>[10]</sup>),不同区域(流域<sup>[11-12]</sup>、高原<sup>[13]</sup>)的主要生态系统(森林<sup>[14]</sup>、农田<sup>[14]</sup>、草地<sup>[14]</sup>、湿地<sup>[15]</sup>)碳储量估算。采用回归分析<sup>[16]</sup>、地理探测器<sup>[17-18]</sup>和最优参数地理探测器<sup>[11]</sup>等方法对影响因素(气温<sup>[13,19]</sup>、降雨<sup>[13,16]</sup>、土地利用<sup>[14,20]</sup>、土壤<sup>[13]</sup>、植被<sup>[13]</sup>、坡度<sup>[17]</sup>、社会和政策环境<sup>[11]</sup>、年蒸散发量<sup>[18]</sup>)进行研究。

黄河流域作为中国重要的生态屏障和经济地带,是我国重要碳汇区,在经济社会发展和生态安全方面具有重要地位<sup>[21]</sup>。由于长期无序的开发和城市扩张,流域水土流失和荒漠化等生态问题严重。为保护流域生态环境,中央政府 30 年来实施一系列国家政策,包括退耕还林、西部大开发战略、产业转移政策等,流域内土地利用覆被显著变化<sup>[21]</sup>。目前,对黄河流域碳储量的估算通常对单个生态系统(如森林)采用清查数据,基于生物量模型进行估算<sup>[22]</sup>,或土地利用和碳密度数据,基于 InVEST 模型估算碳储量<sup>[21]</sup>。区域碳密度数据多通过修正文献获取的全国碳密度数据而得<sup>[21]</sup>。碳密度数据源和评估方法的不同,造成研究结果相差较大,不确定性强。因此,亟需基于大量碳密度采样数据估算黄河流域碳储量。此外,量化气候、土地利用、社会经济和景观格局指数对碳储量影响作用方向和强度的研究鲜有涉及,县级行政单元在我国生态保护和修复中发挥着承上启下的作用<sup>[9]</sup>,关系到生态恢复政策及其实施,因此,有必要基于县级尺度对碳储量影响因素进行研究,以期为区域的生态环境保护和土地利用政策的制定提供参考。

本研究基于大量实测碳密度数据,应用 InVEST 模型测算黄河流域陆地生态系统碳储量;运用多尺度地

理加权回归模型(MGWR)评估自然、社会经济和景观格局因素对碳储量的影响。本研究对黄河流域陆地生态系统碳储量估算、促进区域低碳可持续发展,实现“碳中和”目标具有重要意义。

## 1 研究方法与数据来源

### 1.1 研究区概况

黄河流域位于 96.97°—119.08° E 和 32.03°—42.83° N,自西向东流经青海、四川、甘肃、宁夏、内蒙古、山西、陕西、河南和山东 9 个省(自治区),约 388 个县(区)。地势西高东低,西部青藏高原平均海拔 4000 m 以上;北部内蒙古高原海拔 1300—2200 m;中部为鄂尔多斯高原;东部为黄土高原及黄淮海平原。黄河全长 5464 km,流域面积约为 79.5 万 km<sup>2</sup>。自西北向主要为干旱、半干旱和半湿润气候区,气候差异大。降水集中且分布不均,中上游南部和下游地区降水量大于 650 mm,上游西北部的宁夏和内蒙古部分地区降水不足 150 mm。平均气温 2.68℃,东南高、西北低。

### 1.2 数据来源及处理

黄河流域边界矢量数据、土地利用遥感监测数据<sup>[23]</sup>(30 m 分辨率)、GDP 空间分布栅格数据<sup>[24]</sup>(2000 和 2010 年,1 km 分辨率)和生态地理分区矢量数据来源于中国科学院资源环境科学数据中心(<http://www.resdc.cn>)。土地利用遥感监测数据包括耕地、林地、草地、水域、建设用地和未利用地 6 个类型。耕地和建设用地遥感分类精度不低于 95%,草地、林地和水域的遥感分类精度不低于 90%,未利用地遥感分类精度不低于 85%,数据精度高、满足本研究要求。应用 ArcGIS 10.5 将土地利用类型数据进行投影、裁剪和重分类处理。2020 年 GDP 空间分布栅格数据(1 km 分辨率)来源于国家科技基础条件平台—国家地球系统科学数据中心(<http://www.geodata.cn>)。归一化植被指数<sup>[25]</sup>(NDVI)数据来源于美国国家航空航天局的数据开放平台 MODIS 数据集的 MOD13A3 数据(1 km 分辨率)(<https://www.earthdata.nasa.gov/>)。降水量<sup>[26]</sup>和气温<sup>[27]</sup>数据来源于国家青藏高原数据科学中心(1km 分辨率)(<https://data.tpdc.ac.cn>)。县级行政区划矢量数据和 DEM 数据(30 m 分辨率)来自地理空间数据云(<http://www.gscloud.cn/>)。人口密度数据来源于全球人口栅格数据(1 km 分辨率)(<https://www.worldpop.org/>)。用于提取数字化值(Digital Number, DN)的夜间灯光数据(500 m、1 km 分辨率)来源于美国国家环境信息中心(<https://eogdata.mines.edu/products/vnl/>)。坡度(Slope)数据应用 ArcGIS 10.5 软件利用 DEM 数据计算而得;用黄河流域矢量边界裁剪中国县级行政区划数据,得到流域内 388 个县级评价单元,将其与各指标数据叠加,提取县级评价单元的各指标数据,用以分析碳储量影响因素。基于土地利用类型数据,计算各评价单元的人类影响指数(Human Active Index, HAI)和香农多样性指数(Shannon's Diversity Index, SHDI)。因本研究范围区较大,将所有数据重采样为 1 km 分辨率。

碳密度数据来自徐丽等<sup>[28]</sup>发表的 2010s 中国陆地生态系统碳密度数据集,该数据集包括森林、草地、农田、灌丛等生态系统的植被地上、地下生物量和土壤(0—20 cm、0—100 cm)有机碳密度。该数据集执行严格质量控制,确保数据准确可靠。本研究获取该数据集的森林、草地、农田、灌丛的植被地上、地下生物量和 0—100 cm 土壤碳密度数据。结合本研究土地利用类型分类系统,将该数据集的灌丛与森林样点合并。该数据集与本研究土地利用映射关系为森林(包括灌丛)、草地和农田对应本研究的林地、草地和耕地。利用 ArcGIS 10.5 软件,将数据集样点经纬度坐标生成矢量点数据,投影为 Krasovsky\_1940\_Albers,利用黄河流域矢量边界裁剪碳密度样点。为进一步保证碳密度数据准确性,将生态地理分区、土地利用类型与碳密度样点空间数据进行空间叠置分析,提取各生态地理分区中,样点生态系统类型与该样点经纬度对应土地利用类型一致的碳密度样点,建立农田、森林、草地的植被地上生物量、地下生物量和土壤有机碳密度样点库(图 1)。得到植被地上生物量碳密度库林地和草地样点数分别为 95 和 345;植被地下碳密度库林地和草地样点数分别为 97 和 280;土壤有机物碳密度库耕地、林地和草地样点数量分别为 124、56 和 160。

应用 MGWR 模型研究碳储量影响因素,影响因素(自变量)的多重共线性可能导致结果偏差,本研究通过计算自变量的方差膨胀系数(variation inflation factor, VIF)来检查自变量之间是否存在冗余<sup>[29]</sup>。VIF 值 <

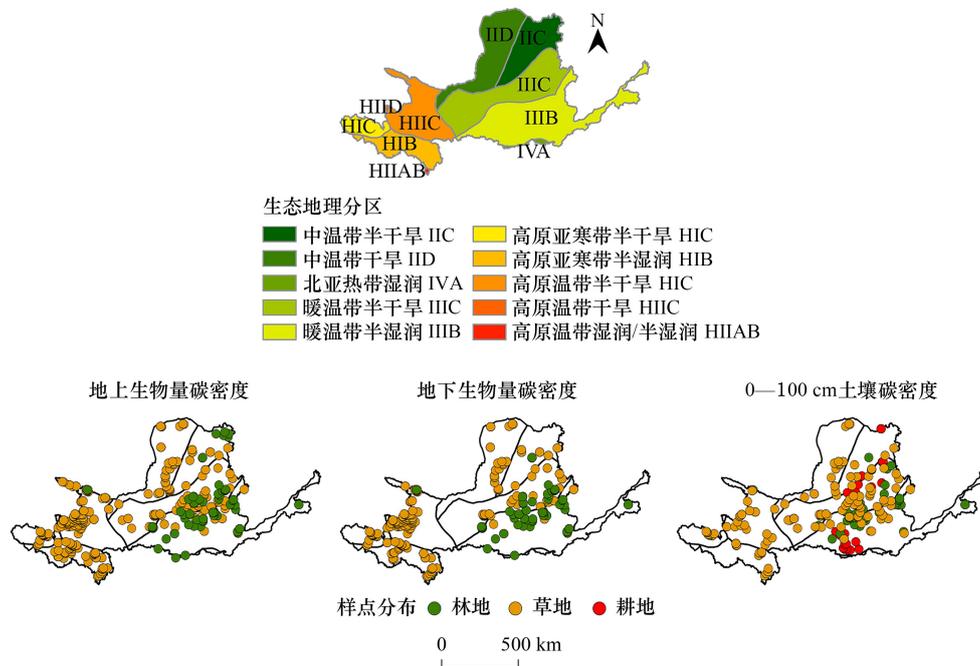


图 1 黄河流域生态地理分区和碳密度样点空间分布

Fig.1 Ecological geographical zones and spatial distribution of the carbon density sampling points in the YRB

10,可判定自变量之间不存在多重共线性<sup>[30]</sup>。借鉴先前研究<sup>[18,31-32]</sup>,从自然因素、社会经济因素和景观格局方面选择指标,计算各指标的 VIF,得出 GDP 和 DEM 的 VIF>10,与其它影响因素存在多重共线性关系,因此被排除。本研究最终选取的自变量及 VIF 值见表 1。

表 1 自变量和多重共线性检验结果

Table 1 Descriptions and collinearity test results of independent variables

| 类型<br>Types                     | 自变量<br>Independent variable | 描述<br>Description      | 单位<br>Unit                  | 2000 年 VIF 值<br>VIF of 2000 | 2010VIF 值<br>VIF of 2010 | 2020 年 VIF 值<br>VIF of 2020 |
|---------------------------------|-----------------------------|------------------------|-----------------------------|-----------------------------|--------------------------|-----------------------------|
| 自然因素<br>Natural factors         | TEM                         | 年平均气温                  | ℃                           | 3.14                        | 2.98                     | 3.19                        |
|                                 | <i>Pr</i>                   | 单位面积年均降水量              | mm/km <sup>2</sup>          | 4.31                        | 3.23                     | 2.95                        |
|                                 | NDVI                        | 归一化植被指数                | —                           | 3.05                        | 2.92                     | 2.82                        |
|                                 | Slope                       | 平均坡度                   | (°)                         | 2.27                        | 2.42                     | 2.28                        |
| 社会经济因素<br>Socioeconomic factors | HAI                         | 人类影响指数                 | —                           | 4.10                        | 4.30                     | 4.54                        |
|                                 | <i>DN</i>                   | 单位面积夜间灯光数据 <i>DN</i> 值 | <i>DN</i> 值/km <sup>2</sup> | 5.36                        | 5.19                     | 4.78                        |
|                                 | PPOD                        | 人口密度                   | 人/km <sup>2</sup>           | 6.88                        | 5.64                     | 3.74                        |
| 景观格局因素<br>Landscape factor      | SHDI                        | 香农多样性指数                | —                           | 1.48                        | 1.42                     | 1.30                        |

VIF:方差膨胀系数 variation inflation factor;TEM:年平均气温 Mean annual temperature;*Pr*:单位面积年均降水量 Mean annual precipitation per unit area;NDVI:归一化差值植被指数 normalized difference vegetation index;HAI:人类影响指数 Human Active Index;*DN*:夜间灯光数据的数字量化值 digital number value of nighttime light data;PPOD:人口密度 population density;SHDI:香农多样性指数 Shannon's diversity index

### 1.3 研究方法

#### 1.3.1 人类影响指数

土地利用在空间上具有明显的集聚性,土地利用的变化会对生态系统的结构和过程产生一定的影响。HAI 具有空间变异性的特征,能够反映人类活动对土地利用和景观组成变化的影响。计算公式为<sup>[31]</sup>:

$$HAI = \sum_i^n (A_i P_i / TA) \quad (1)$$

式中, HAI 是人类活动指数;  $A_i$  为第  $i$  种土地利用类型的总面积;  $P_i$  为第  $i$  类土地利用类型反映人类活动影响强度参数;  $TA$  为评价单元内土地利用类型总面积;  $n$  是土地利用类型的数量。采用德尔菲法进行  $P_i$  的赋值<sup>[31]</sup>, 具体如下, 耕地为 0.67, 林地为 0.13, 草地为 0.12, 水体为 0.10, 建设用为 0.96, 未利用地为 0.05。

### 1.3.2 基于夜间灯光数据的 $DN$ 值提取

夜间灯光数据与人类活动密切相关<sup>[33]</sup>, 本研究采用 DMSP-OLS 和 NPP-VIIRS 数据集提取  $DN$  值。由于两个数据集的数据来自不同的传感器, 因此, 数据具有不可比、不连续、不同饱和水平和背景噪声值的问题<sup>[34]</sup>。因此, 在提取  $DN$  值之前, 首先对 DMSP-OLS 数据集(2000—2013 年)进行相互校准<sup>[35]</sup>、年内融合<sup>[35]</sup>、饱和度校正<sup>[35]</sup>和年际校正<sup>[35]</sup>处理; 对 NPP-VIIRS 数据集(2013—2020 年)进行背景噪声和异常值去除<sup>[34]</sup>、年度数据合成<sup>[34]</sup>和年际校正<sup>[35]</sup>处理; 然后, 根据 DMSP-OLS 与 NPP-VIIRS 数据集在 2013 年数据重叠的特点, 建立二者之间的回归模型<sup>[35]</sup>, 得到校正后的 DMSP-OLS(2000—2020 年)数据集; 最后, 应用 ArcGIS 10.5 软件提取 2000 年、2010 年和 2020 年各评价单元的平均  $DN$  值。

### 1.3.3 景观数据提取

借鉴先前的研究<sup>[36]</sup>, 本研究选择香农多样性指数 (SHDI) 作为景观格局指标, 利用 Fragstats 4.2 软件, 基于土地利用类型数据, 计算 2000 年、2010 年和 2020 年各评价单元的景观指标数据。SHDI 值越大, 说明景观格局中异质斑块越多, 景观的破碎度越高。公式为<sup>[36]</sup>:

$$SHDI = - \sum_{i=1}^m (P_i \ln P_i) \quad (2)$$

式中,  $n$  为景观类型总数;  $P_i$  为景观斑块类型  $i$  所占比例。

### 1.3.4 基于 InVEST 模型的陆地生态系统碳储量估算

InVEST 模型碳储量子模块根据不同土地利用类型的植被地上生物碳(土壤以上所有存活的植物材料中的碳,  $C_{above}$ )、植被地下生物碳(存在于植物活根系中的碳,  $C_{below}$ )、土壤碳(分布在有机土壤和矿质土壤中的有机碳,  $C_{soil}$ )和死亡有机物碳( $C_{dead}$ )估算区域碳储量, 公式为<sup>[2]</sup>:

$$C_{j\_total} = C_{j\_above} + C_{j\_below} + C_{j\_soil} + C_{j\_dead} \quad (3)$$

$$C_{total} = \sum_j^6 (S_j \times C_{j\_total}) \quad (4)$$

式中:  $C_{j\_total}$ 、 $C_{j\_above}$ 、 $C_{j\_below}$  和  $C_{j\_soil}$  分别代表土地利用类型  $j$  的总碳密度( $t/hm^2$ )、植被地上生物量碳密度、植被地下生物量碳密度( $t/hm^2$ )、土壤碳密度( $t/hm^2$ )和死亡有机物碳密度( $t/hm^2$ );  $C_{total}$  代表黄河流域总碳储量( $t$ );  $S_j$  代表土地利用类型  $j$  的面积( $hm^2$ )。

基于 InVEST 模型估算碳储量主要步骤: 首先, 碳密度数据方面, 先前的研究表明克里金插值法更适合于碳密度空间插值, 插值结果精度高<sup>[37-38]</sup>。因此, 本研究应用 ArcGIS 10.5 分别对各碳密度库的样点进行克里金插值, 得到黄河流域各土地利用类型的碳密度栅格数据集。在进行克里金插值前, 应用 ArcGIS 10.5 地统计分析扩展模块中探索数据的正态 QQ 图及趋势分析工具分别对黄河流域内各土地利用类型的各碳库碳密度样点数据进行正态分布检验和趋势分析。结果显示本研究数据基本符合正态分布或近正态分布, 若不符合正态分布, 则在插值前将数据进行对数转换; 趋势分析结果显示存在二阶趋势, 在插值前剔除二阶趋势。由于碳密度受气候和地形因素影响较大<sup>[19]</sup>, 而黄河流域不同地区气候差异较大, 为减少全流域碳密度平均值带来的碳储量估算结果误差, 本研究应用 ArcGIS 10.5 的分区统计功能, 基于碳密度插值结果, 统计各生态地理分区和黄河流域碳密度平均值(表 2)。此外, 本研究水域、建设用地和未利用地的地上、地下生物量碳密度和土壤有机物碳密度, 以及 6 个土地利用类型的死亡有机物碳密度均取自杨洁等<sup>[21]</sup>的黄河流域碳储量研究成果。借鉴方精云等<sup>[39]</sup>的研究思想, 即农作物在生长期固定的碳在短期内会以  $CO_2$  形式释放至大气中, 本研究将耕地植被地上、地下生物量碳密度设置为 0。综合以上碳密度设置作为 InVEST 模型的输入参数。第二, 土地利

用数据方面,应用 ArcGIS 10.5 掩膜工具对土地利用数据按照生态地理分区矢量数据进行掩膜提取,得到 2000、2010 和 2020 年各生态地理分区土地利用类型图。第三,应用 InVEST 模型,以各生态分区的土地利用和碳密度数据分别计算各分区碳储量。最后,应用 ArcGIS 10.5 镶嵌工具,将各分区的碳储量估算结果整合,得到 2000、2010 和 2020 年黄河流域陆地生态系统碳储量空间分布图。

### 1.3.5 空间自相关分析

本研究利用全局莫兰指数和局部莫兰指数衡量县级单位面积碳储量的空间自相关性和空间集聚情况。全局莫兰指数根据要素位置和要素属性值来度量要素的空间相关联程度,公式为<sup>[40]</sup>:

$$I = \frac{n}{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n W_{ij}} \times \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n W_{ij} (x_i - \bar{x}) (x_j - \bar{x})}{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2} \quad (5)$$

式中,  $n$  为县总数,  $x_i$  和  $x_j$  分别为县  $i$  和县  $j$  的观测值,  $\bar{x}$  为观测值的平均值,  $W_{ij}$  为空间权重矩阵。

采用 ArcGIS 10.5 软件的 Anselin Local Moran's  $I$  工具计算局部莫兰指数,识别要素的空间聚类情况,公式为<sup>[41]</sup>:

$$I_i = z_i \sum_j W_{ij} z_j \quad (6)$$

式中,  $z_i$  和  $z_j$  分别为县  $i$  和县  $j$  的碳储量标准化值,  $W_{ij}$  为空间权重矩阵,  $I_i$  为县  $i$  的局部空间自相关指数。

### 1.3.6 MGWR 模型

MGWR 模型的每个回归系数均基于局部回归得到,带宽具有特异性,即不同带宽意味着相同位置的每个关系具有不同的空间加权矩阵<sup>[42]</sup>。本研究选择最常用的二次核函数和 Akaike 信息准则(AICc)方法确定最优带宽,公式为<sup>[42]</sup>:

$$y_i = \beta_0(u_i, v_i) + \sum_j \beta_{bwj}(u_i, v_i) x_{ij} + \varepsilon_i \quad (7)$$

式中,  $y_i$  为县  $i$  的单位面积碳储量(因变量);  $(u_i, v_i)$  为县  $i$  的空间地理位置坐标;  $x_{ij}$  为县  $i$  的第  $j$  个影响因素的值(自变量);  $\varepsilon_i$  为误差项;  $\beta_0$  是参数;  $\beta_{bwj}$  为县  $i$  的第  $j$  个自变量的局部回归系数。

## 2 结果分析

### 2.1 碳密度统计结果及空间分布

黄河流域不同碳库碳密度差异大,黄河流域地上、地下生物量和土壤有机物碳密度平均值(包括耕地、林地和草地)(表 2)分别为 9.282 t/hm<sup>2</sup>、4.131 t/hm<sup>2</sup>和 89.832 t/hm<sup>2</sup>,固碳能力:土壤有机物>地上生物量>地下生物量。不同土地利用类型碳密度差异大,耕地、林地和草地的碳密度(包括地上、地下生物量和土壤有机物碳密度)分别为 67.852 t/hm<sup>2</sup>、160.095 t/hm<sup>2</sup>和 90.909 t/hm<sup>2</sup>,固碳能力:林地>草地>耕地。黄河流域各生态地理分区碳密度空间异质性显著(图 2)。地上、地下和土壤有机物碳密度平均值空间分布格局类似,均呈现西部大于东部、东部地区自东南向西北递减的格局。植被地上、地下生物量碳密度范围比较接近,土壤有机物碳密度范围约为植被碳密度的 17.49 倍。

其他碳密度(耕地地上和地下碳密度;死亡有机物碳密度;水域、建设用地和未利用地碳密度)因各分区设置相同,在此不做具体分析。

### 2.2 碳储量时空格局变化分析

#### 2.2.1 碳储量时间变化特征

2000—2020 年,黄河流域陆地生态系统碳储量先增加后减少,整体呈增加趋势,增幅 0.02%。2000—2010 年,总碳储量从 7.011 × 10<sup>9</sup> t 增加到 7.046 × 10<sup>9</sup> t,增幅 0.5%;到 2020 年,下降至 7.012 × 10<sup>9</sup> t,降幅 0.48%。从不同土地利用类型碳储量占总碳储量的百分比来看,2000—2020 年,草地的占比最高(53.95%—54.49%),其次是林地(24.05%—24.71%),第三是耕地(19.81%—21.07%);水域、建设用地和未利用地的占比较低(小

表 2 黄河流域生态地理分区土地利用类型碳密度  
Table 2 Carbon densities of cropland, forest and grassland ecosystems in different ecological geographical zones of the Yellow River Basin (YRB)

| 土地利用类型<br>Landuse type | 分区<br>Zones  | 地上生物量碳密度<br>Aboveground biomass carbon density/(t/hm <sup>2</sup> ) |             |            | 地下生物量碳密度<br>Belowground biomass carbon density/(t/hm <sup>2</sup> ) |             |            | 土壤(0—100cm)碳密度<br>Soil biomass carbon density/(t/hm <sup>2</sup> ) |             |            |        |
|------------------------|--------------|---|-------------|------------|---|-------------|------------|--|-------------|------------|--------|
|                        |              | 最小值<br>Min  | 平均值<br>Mean | 标准差<br>SD  | 最小值<br>Min  | 平均值<br>Mean | 标准差<br>SD  | 最小值<br>Min   | 平均值<br>Mean | 标准差<br>SD  |        |
|                        |              | 最大值<br>Max  | 最大值<br>Max  | 最小值<br>Min | 最大值<br>Max  | 最小值<br>Min  | 最大值<br>Max | 最小值<br>Min   | 最大值<br>Max  | 最小值<br>Min |        |
| 耕地<br>Cropland         | IIC          | —   | —           | —          | —   | —           | —          | 23.141   | 79.211      | 49.620     | 11.726 |
|                        | IID          | —   | —           | —          | —   | —           | —          | 34.939   | 79.515      | 50.979     | 12.307 |
|                        | IVA          | —   | —           | —          | —   | —           | —          | 76.287   | 87.059      | 85.436     | 2.173  |
|                        | IIC          | —   | —           | —          | —   | —           | —          | 22.467   | 127.116     | 66.960     | 17.580 |
|                        | IIB          | —   | —           | —          | —   | —           | —          | 32.232   | 95.935      | 67.993     | 12.619 |
|                        | HIC          | —   | —           | —          | —   | —           | —          | 75.891   | 75.891      | 75.891     | 0.000  |
|                        | HIB          | —   | —           | —          | —   | —           | —          | 75.891   | 78.071      | 76.354     | 0.510  |
|                        | HIIC         | —   | —           | —          | —   | —           | —          | 61.055   | 79.515      | 74.669     | 4.674  |
|                        | HIID         | —   | —           | —          | —   | —           | —          | 68.598   | 79.346      | 74.407     | 3.236  |
|                        | HIAB         | —   | —           | —          | —   | —           | —          | 76.089   | 78.071      | 76.288     | 0.594  |
|                        | YRB          | —   | —           | —          | —   | —           | —          | 22.467   | 127.116     | 65.012     | 15.443 |
|                        | 林地<br>Forest | IIC   | 14.969      | 24.044     | 3.031   | 3.838       | 9.028      | 7.312  | 15.039      | 75.133     | 56.044 |
| IID                    |              | 14.188  | 26.946      | 2.686      | 3.145   | 8.270       | 5.529      | 14.765   | 245.969     | 74.374     | 50.617 |
| IVA                    |              | 23.018  | 31.746      | 2.351      | 6.962   | 8.589       | 7.583      | 45.659   | 132.185     | 60.569     | 14.512 |
| IIC                    |              | 8.012   | 57.095      | 7.879      | 2.501   | 13.297      | 7.158      | 17.549   | 234.339     | 92.495     | 59.201 |
| IIB                    |              | 9.661   | 57.095      | 10.150     | 3.191   | 13.755      | 8.184      | 24.841   | 187.793     | 78.697     | 24.082 |
| HIC                    |              | 26.138  | 26.138      | 0.000      | 6.173   | 6.173       | 6.173      | 249.128  | 271.698     | 260.289    | 4.872  |
| HIB                    |              | 23.288  | 26.554      | 1.453      | 6.173   | 7.805       | 6.281      | 200.102  | 263.987     | 236.577    | 16.116 |
| HIIC                   |              | 23.288  | 26.554      | 0.660      | 5.057   | 7.805       | 6.152      | 130.946  | 309.369     | 257.439    | 28.076 |
| HIID                   |              | 26.138  | 26.138      | 0.000      | 6.173   | 6.173       | 6.173      | 276.407  | 284.675     | 281.787    | 1.865  |
| HIAB                   |              | 23.288  | 26.554      | 1.073      | 6.173   | 7.805       | 7.207      | 192.734  | 214.604     | 211.079    | 1.583  |
| YRB                    |              | 8.012   | 57.095      | 7.395      | 2.501   | 13.755      | 6.953      | 14.765   | 309.369     | 122.249    | 85.204 |
| 草地<br>Grassland        |              | IIC   | 0.179       | 2.223      | 0.384   | 1.068       | 5.948      | 3.035  | 28.096      | 127.596    | 67.674 |
|                        | IID          | 0.130   | 1.671       | 0.416      | 0.884   | 8.550       | 2.534      | 18.757   | 119.324     | 42.497     | 15.609 |
|                        | IVA          | 1.157   | 1.757       | 1.356      | 1.166   | 7.533       | 6.025      | 71.619   | 136.415     | 88.378     | 9.297  |
|                        | IIC          | 0.456   | 3.670       | 0.262      | 1.168   | 8.941       | 5.983      | 27.859   | 138.792     | 68.098     | 28.442 |
|                        | IIB          | 0.907   | 2.872       | 0.199      | 1.166   | 8.053       | 6.394      | 39.352   | 139.433     | 66.899     | 16.225 |
|                        | HIC          | 0.213   | 1.003       | 0.074      | 2.309   | 15.578      | 9.254      | 39.208   | 131.945     | 60.128     | 22.195 |
|                        | HIB          | 0.294   | 2.595       | 0.885      | 0.760   | 19.187      | 6.359      | 55.141   | 234.530     | 180.742    | 44.866 |
|                        | HIIC         | 0.311   | 2.226       | 0.887      | 1.159   | 15.128      | 6.437      | 73.373   | 212.262     | 138.473    | 28.553 |
|                        | HIID         | 0.456   | 0.827       | 0.544      | 11.986  | 14.217      | 13.683     | 61.947   | 90.518      | 71.853     | 4.865  |
|                        | HIAB         | 1.201   | 1.741       | 0.016      | 0.788   | 1.211       | 0.789      | 174.800  | 237.117     | 232.686    | 2.196  |
|                        | YRB          | 0.130   | 3.670       | 1.042      | 0.493   | 19.187      | 5.441      | 18.757   | 237.117     | 82.237     | 47.024 |

IIC: 中温带半干旱地区; IID: 中温带干旱地区; IVA: 北亚热带湿润地区; HIIC: 暖温带半干旱地区; IIB: 暖温带湿润地区; HIIC: 高原亚寒带半干旱地区; HIIC: 高原亚寒带湿润地区; HIIC: 高原温带半干旱地区; HIIC: 高原温带湿润/半湿润地; YRB: 黄河流域 Yellow River Basin; Min: 最小值 Minimum; Max: 最大值 Maximum; SD: 标准差 Standard deviation

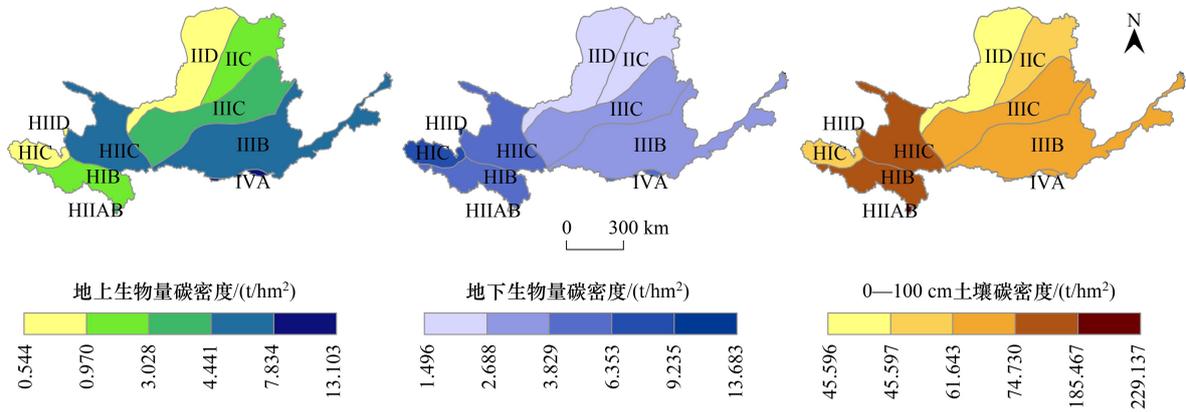


图2 黄河流域各碳库生态地理分区平均碳密度空间分布

Fig.2 Spatial distribution of average carbon density in ecological geographical zones of carbon pools in the YRB

于1%)。从不同土地利用类型碳储量的变化率来看,2000—2020年,变化率由高到低依次为建设用地(62.88%)、未利用地(-11.01%)、水域(9.47%)、耕地(-5.97%)、林地(2.73%)和草地(1.01%),可见,建设用地碳储量变化率远大于其它土地类型,其中建设用地在2000—2010年的变化率(34.49%)大于2010—2020年的变化率(21.12%)。

### 2.2.2 碳储量空间变化特征

基于 InVEST 模型估算的 2000、2010 和 2020 年黄河流域碳储量,从图 3 可以看到,各时期黄河流域碳储量空间分布格局比较一致,整体呈“西部高于东部,东部地区东南向西北递减”的空间分布特征。单位面积碳储量高值区(> 14780.843 t/km<sup>2</sup>)位于黄河流域西部青藏高原的林地和草地区域(图 3—4)。碳储量低值区(< 823.196 t/km<sup>2</sup>)分布在城市建设用地、水域和未利用地区域,特别是黄河上游北部鄂尔多斯高原和毛乌素

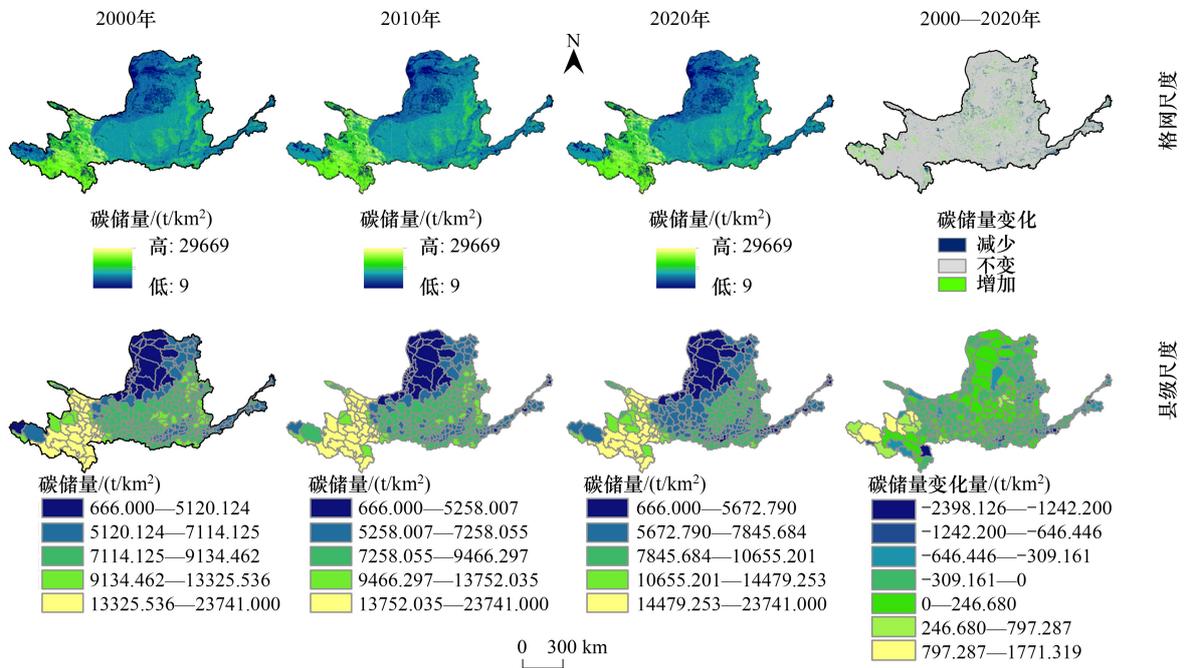


图3 黄河流域网格和县级尺度陆地生态系统碳储量空间分布

Fig.3 Spatial distribution of carbon storage in terrestrial ecosystems at the grid and county scales in the YRB

沙地呈片状分布的未利用地和流域西部青藏高原的未利用区域(图3—4)。黄河西部青藏高原草地区域单位面积碳储量增加较显著,城市建成区周边及黄河西部青藏高原的未利用地区的单位面积碳储量减少较显著(图3—4)。基于格网尺度的碳储量空间分布图,利用 ArcGIS 10.5 软件计算得到县级尺度平均单位面积碳储量(图3)。可以看到,县级平均碳储量的空间分布特征与格网尺度基本一致。

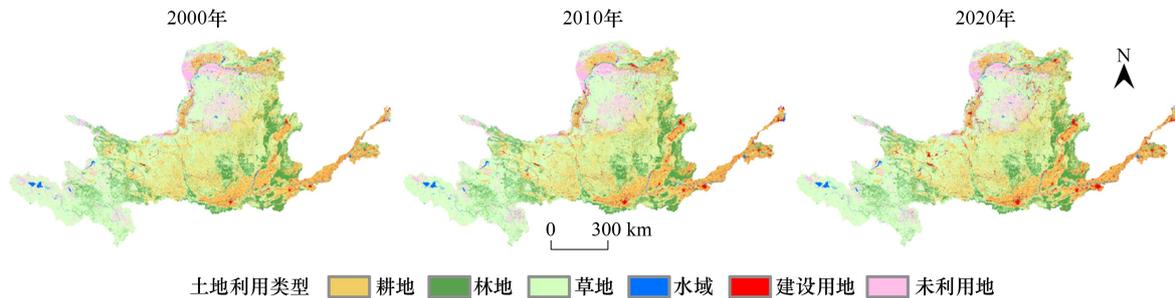


图4 黄河流域土地利用类型空间分布

Fig.4 Spatial distribution of land use types in the YRB

## 2.3 黄河流域县级单位碳储量影响因素分析

### 2.3.1 碳储量影响因素相关性分析

各影响因素对单位面积碳储量的影响强度和方向存在一定差异。应用 Stata 软件,采用 Pearson 法进行相关性分析,结果见图5(\*\*\*、\*\*、\* 分别表示通过显著性水平为 1%、5%、10% 的显著性检验),各影响因素均通过显著性水平为 1% 的显著性检验。相关系数绝对值大小反应影响因素与碳储量相关性的强弱,正、负反应作用方向。图5可见,2000、2010 和 2020 年,县级尺度陆地生态系统单位面积碳储量与 Slope、HAI 和 TEM 的相关性较强,与 SHDI 相关性弱。与碳储量呈正相关的影响因素为  $Pr$ 、NDVI 和 Slope;呈负相关的影响因素为 TEM、HAI、SHDI、 $DN$  和 PPOD。

### 2.3.2 模型对比与尺度分析

在进行 MGWR 模型回归分析前,需判断因变量的空间关系。采用全局莫兰指数表征因变量的空间自相关性(表3),该指数均为正值且通过显著性水平为 1% 的显著性检验,表明因变量存在显著正向空间自相关特征,即存在空间集聚性。采用 ArcGIS 10.5 软件进行局部空间自相关性分析,结果见图6,“高高集聚区”主要分布在黄河上游西南部青藏高原地区(南至马尔康县、北至门源回族自治县、西至达日县和东至漳县);“低低集聚区”主要分布在黄河上游北部(南至同心县,向东北延伸至凉城县)和黄河下游大部分地区(新安县及其东部大部分县)。

空间自相关分析结果证实残差是空间自相关的,即黄河流域县级陆地生态系统碳储量有显著空间集聚特征。说明碳储量与其影响因素之间不满足普通最小二乘法(OLS)的要求。因此,需引入空间差异分析模型对经典线性模型进行改进。分别采用 OLS、GWR(地理加权回归)和 MGWR 三个模型进行回归分析(表4),结果表明, MGWR 模型的  $I_{AICc}$ (修正的赤池信息准则)最低,调整  $R^2$ (拟合优度)最高。较高的调整  $R^2$ (Adj.  $R^2$ ) 表示 MGWR 模型具有较高解释力和拟合优度。根据 AICc 准则,较低的  $I_{AICc}$  值表示 MGWR 模型更简洁、回归结果更可靠<sup>[42]</sup>。MGWR 模型的  $I_{RSS}$ (残差平方和)和有效参数更小,说明 MGWR 模型使用更少的参数得到了更接近真实值的回归结果。

表3 全局 Moran's I 指数计算结果

Table 3 Results of Global Moran's I

| 年份 Year | 莫兰指数 Moran's I | Z       | P      |
|---------|----------------|---------|--------|
| 2000    | 0.3368         | 15.5011 | 0.0000 |
| 2010    | 0.3509         | 16.1398 | 0.0000 |
| 2020    | 0.3573         | 16.4298 | 0.0000 |

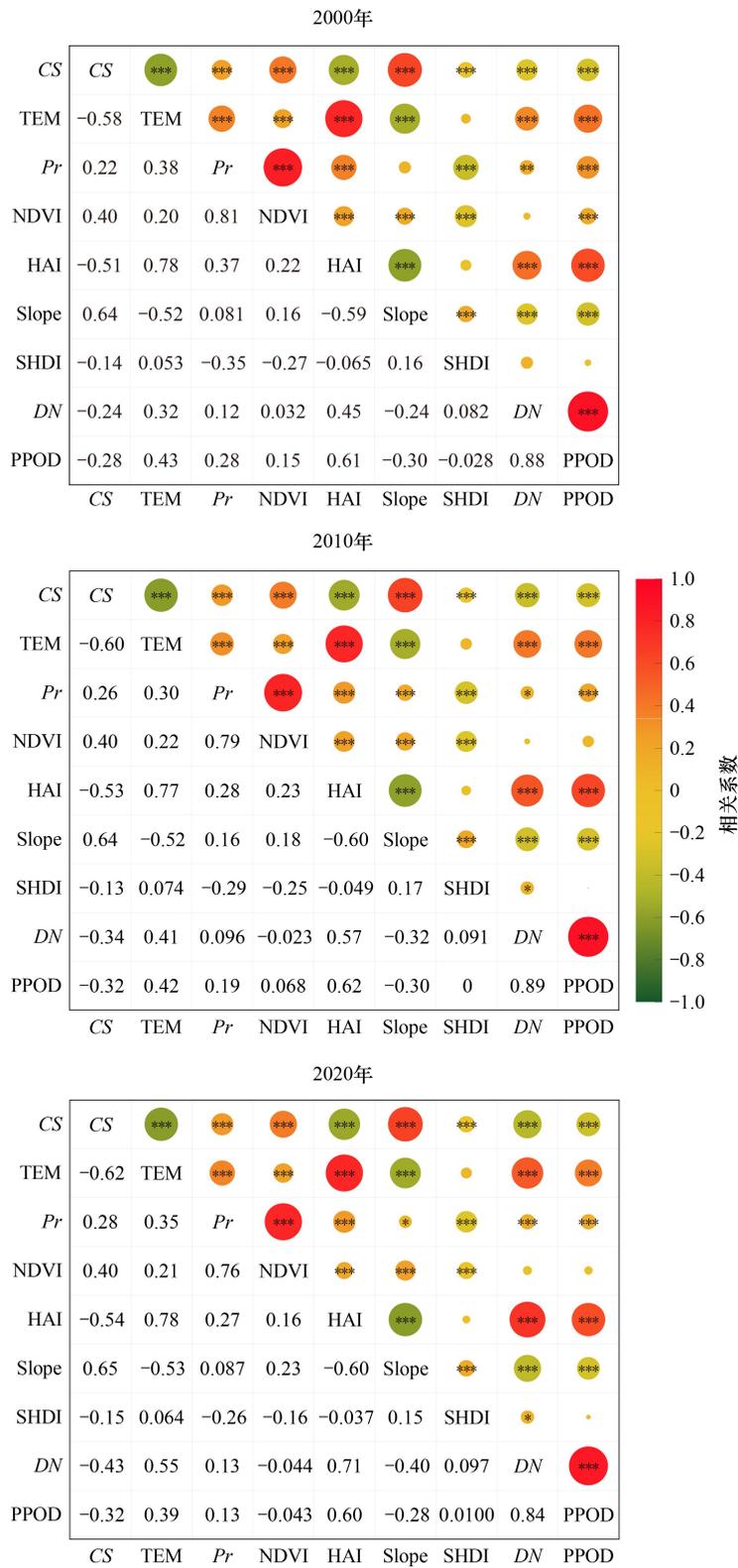


图 5 黄河流域县级陆地生态系统碳储量与影响因素相关性分析结果

Fig.5 The correlation between terrestrial ecosystem carbon storage and influencing factors at the county level in the YRB

CS: 县级尺度单位面积碳储量; TEM: 年平均气温; Pr: 单位面积年均降水量; NDVI: 归一化差值植被指数; HAI: 人类影响指数; Slope: 坡度; SHDI: 香农多样性指数; DN: 夜间灯光数据的数字量化值; PPOD: 人口密度; \*\* \*: 1%的显著性水平; \* \*: 5%的显著性水平; \* : 10%的显著性水平

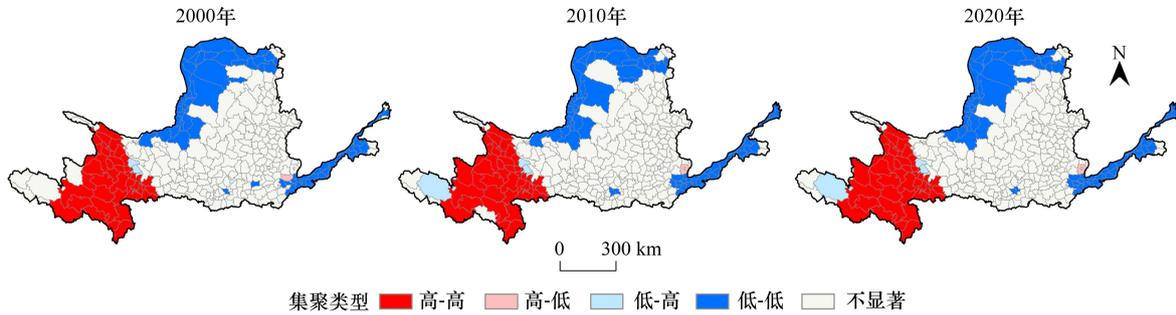


图 6 黄河流域县级尺度单位面积碳储量局部空间自相关性

Fig.6 Local spatial autocorrelation of carbon storage per unit area at the county level in the YRB

表 4 OLS、GWR 和 MGWR 回归拟合测度比较

Table 4 Comparison of the fitting measures for OLS, GWR and MGWR models

| 年份 Year<br>模型 Model                      | 2000    |         |        | 2010    |         |        | 2020    |         |        |
|--|---------|---------|--------|---------|---------|--------|---------|---------|--------|
|  | OLS     | GWR     | MGWR   | OLS     | GWR     | MGWR   | OLS     | GWR     | MGWR   |
| $I_{RSS}$                                | 122.298 | 17.772  | 16.657 | 111.558 | 17.296  | 16.701 | 102.726 | 16.417  | 17.005 |
| $I_{AICc}$                               | 673.717 | 185.165 | 66.610 | 638.052 | 152.279 | 89.684 | 606.049 | 160.507 | 99.826 |
| Adj. $R^2$                               | 0.678   | 0.938   | 0.947  | 0.706   | 0.941   | 0.946  | 0.73    | 0.942   | 0.944  |
| 有效参数数量<br>Effective number of parameters | —       | 101.728 | 74.151 | —       | 95.585  | 81.135 | —       | 103.365 | 82.1   |

OLS: 普通最小二乘法 ordinary least squares; GWR: 地理加权回归 geographically weighted regression; MGWR: 多尺度地理加权回归 multiscale geographically weighted regression;  $I_{RSS}$ : 残差平方和;  $I_{AICc}$ : 修正的赤池信息准则值; Adj.  $R^2$ : 调整拟合优度

基于 MGWR 模型的县级尺度碳储量影响因素回归分析, 局部拟合优度 ( $R^2$ ) 和标准化残差统计结果见图 7。  $R^2$  在 0.583—0.977 之间, 96% 的县级地区  $R^2$  大于 0.8, 99% 的县级地区  $R^2$  大于 0.7, 说明 MGWR 模型整体拟合优度较高, 本研究选取的影响因素对黄河流域县级陆地生态系统单位面积碳储量的空间分布有足够的解释力。残差绝对值均小于 2.5, 说明本研究建立的局部模型获得了稳健结果<sup>[43]</sup>。 综上说明本研究建立的 MGWR 模型是研究黄河流域县级尺度单位面积碳储量及影响因素空间异质性的较优模型。

变量带宽代表各影响因素对黄河流域县级单位面积碳储量作用尺度差异, 是衡量影响因素空间异质性的指标, 带宽值越小异质性越强。 MGWR 模型得出各变量带宽结果(表 5)。

表 5 可见, TEM、 $P_r$ 、NDVI 和 SHDI 在 2000、2010 和 2020 年的带宽在 43—62 之间, 空间异质性强。 HAI 在 2000 年带宽较大, 接近样本量的一半, 空间异质性中等, 在 2010 和 2020 年的带宽为 43, 空间异质性较强。 Slope 在三个年份的带宽均为 126, 约样本量的三分之一, 说明坡度对碳储量影响的作用效果在约三分之一的县级地区相似, 空间异质性中等; DN 和 PPOD 在 2000、2010 和 2020 年带宽基本等同于样本总量, 为全局尺度, 几乎不存在空间异质性。

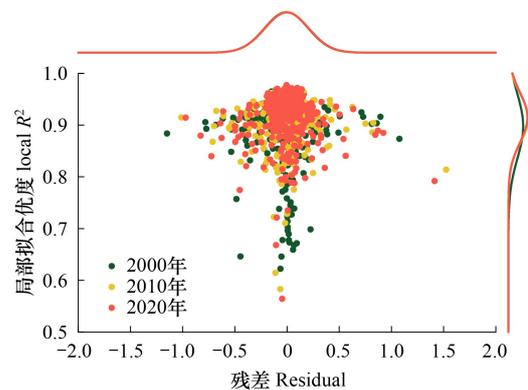


图 7 黄河流域 MGWR 模型县级尺度局部拟合优度 ( $R^2$ ) 和标准化残差统计

Fig.7 Statistical results of local  $R^2$  and standardized residual for MGWR model at the county level in the YRB

表 5 GWR 和 MGWR 模型带宽对比(95%置信区间)  
Table 5 Comparison of GWR and MGWR bandwidths(95% confidence interval)

| 自变量<br>Independent variable | 2000 年     |               | 2010 年     |               | 2020 年     |               |
|-----------------------------|------------|---------------|------------|---------------|------------|---------------|
|                             | GWR        | MGWR          | GWR        | MGWR          | GWR        | MGWR          |
| TEM                         | 62(61, 65) | 45(44, 49)    | 66(62, 69) | 45(44, 49)    | 62(61, 65) | 45(44, 49)    |
| <i>Pr</i>                   |            | 43(43, 45)    |            | 43(43, 47)    |            | 43(43, 47)    |
| NDVI                        |            | 43(43, 47)    |            | 43(43, 47)    |            | 43(43, 47)    |
| HAI                         |            | 188(124, 256) |            | 43(43, 49)    |            | 43(43, 49)    |
| Slope                       |            | 126(92, 143)  |            | 126(92, 143)  |            | 126(92, 143)  |
| <i>DN</i>                   |            | 387(306, 387) |            | 387(306, 387) |            | 326(256, 338) |
| PPOD                        |            | 383(256, 385) |            | 387(306, 387) |            | 387(306, 387) |
| SHDI                        |            | 54(49, 61)    |            | 50(47, 54)    |            | 62(54, 66)    |

### 2.3.3 基于 MGWR 模型的影响因素分析

*DN* 和 PPOD 与县级单位面积碳储量在全局尺度(表 5)上呈负相关(图 5),说明 *DN* 和 PPOD 在黄河流域范围内对县级单位面积碳储量均呈负效应,即经济发达、人口密度大的县级地区单位面积碳储量更低。因此,本研究利用 MGWR 模型对单位面积碳储量及其影响因素 TEM、*Pr*、NDVI、HAI、Slope 和 SHDI 进行多尺度地理加权回归分析,得到各影响因素的回归系数。回归系数正负反应影响因素对碳储量的作用方向,回归系数绝对值大小反应作用强度。计算 2000、2010 和 2020 年具有 10%显著性水平的回归系数平均值,以反应影响因素作用方向和强度的平均水平。回归系数:NDVI(0.326) > Slope(0.241) > *Pr*(0.057),均大于 0,说明这些影响因素对碳储量作用方向的平均水平上为正效应;TEM(-0.341) > HAI(-0.261) > SHDI(-0.038),均小于 0,说明对碳储量的作用方向的平均水平为负效应;从平均作用方向数量占比方面,2000、2010 和 2020 年,NDVI 和 Slope 的正效应占比均为 100%;TEM 和 HAI 负效应占比均为 100%;*Pr* 正效应占比 50.81%(2000 年)、64.29%(2010 年)、79.17%(2020 年)呈上升趋势;SHDI 负效应占比 87.06%(2000 年)、77.05%(2010 年)、80.68%(2020 年),整体呈下降趋势。

为进一步分析影响因素对县级单位面积碳储量空间作用的异质性,将 MGWR 模型的回归系数(通过 10%显著性水平检验)利用 ArcGIS 10.5 进行空间可视化,得到图 8。图 8 可见,TEM 对单位面积碳储量均呈负效应,强度自东向西减弱。2000 年,负效应区域主要分布在黄河流域上游西南部青藏高原地区、黄河中游中北部延长县至文水县地区,2010 年负效应区域增加了黄河下游郑州市市辖区及东部各县。*Pr* 在空间分布上有正、负双向效应。正效应主要分布在三个区域:一是,黄河西部曲麻莱县、2010 年向东南扩张至红原县;二是,黄河上游北部大部分地区,即内蒙古高原地区,正效应区向东北方向收缩、向东南方向扩张;三是,黄河下游东部地区,由范县起始至东部各县。NDVI 对碳储量呈显著正效应,效应强度自东向西呈增强态势。HAI 对碳储量呈负效应,负效应强度在 2000 年自东南向西北递减,2010 年空间分布发生转变,负效应强度自东南向西北递增。Slope 对黄河流域县级单位面积碳储量呈显著正效应,效应强度的空间分布上有明显流域差异,即上游 > 下游 > 中游。SHDI 在空间分布上有正、负双向效应。黄河上游存在正、负双效应,其中负效应区位于上游西南部和北部且随时间向东北部扩张,正效应区位于黄河上游中部且随时间向东南扩张(南至卓尼县);黄河中游南部(西安城市群附近)为负效应区;黄河下游大部分呈负效应。

## 3 讨论

### 3.1 黄河流域陆地生态系统碳储量

碳密度作为 InVEST 模型的重要输入参数,对碳储量结果起关键作用,因此,本研究从碳密度和碳储量两方面来验证估算结果的科学性和准确性。林地植被碳密度方面(包括地上、地下生物量碳密度),贾松伟等<sup>[22]</sup>根据四次全国森林资源清查数据,结合生物量估算模型和植被含碳系数,研究得出黄河流域森林植被平

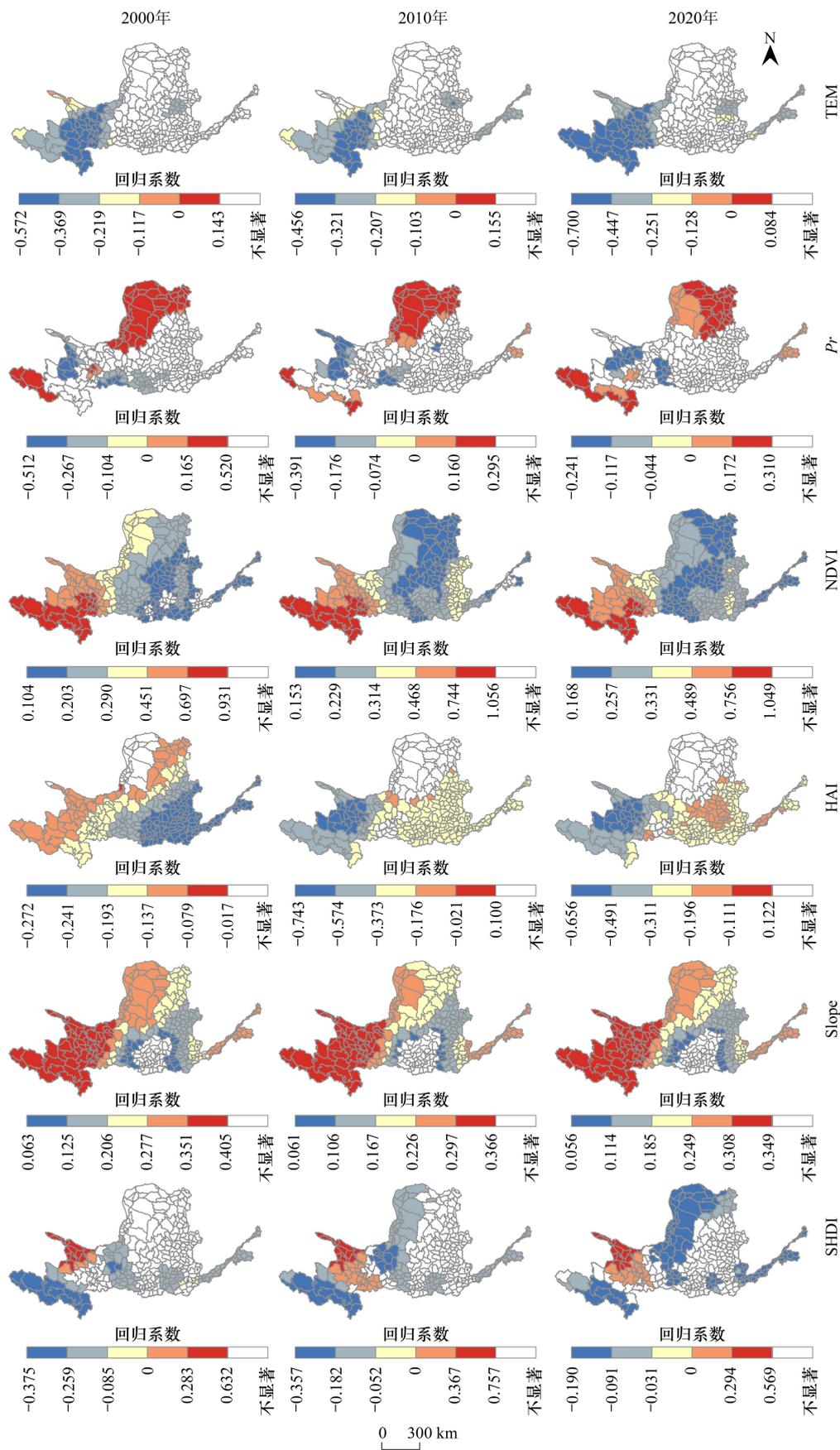


图 8 黄河流域县级尺度单位面积碳储量影响因素的回归系数空间格局

Fig.8 Spatial patterns of correlation coefficients between carbon storage and factors at the county level in the YRB

均碳密度为 34.47—39.00 t/hm<sup>2</sup>, 杨小琬等<sup>[44]</sup>通过修正全国碳密度得出的黄河下游林地植被碳密度为 47.22 t/hm<sup>2</sup>。本研究林地植被碳密度在 26.74—39.52 t/hm<sup>2</sup>之间, 基本在贾松伟等<sup>[22]</sup>和杨小琬等<sup>[44]</sup>的范围内, 说明本研究计算的林地植被碳密度值较合理。草地植被碳密度方面, 侯建坤等<sup>[45]</sup>研究得出黄河源区高、中和低覆盖度的草地植被地上和地下生物量碳密度的范围分别为 0.55—1.42 t/hm<sup>2</sup>、3.71—11.17 t/hm<sup>2</sup>。黄河源区主要位于本研究的高原生态地理分区(HIC、HIB、HIIC、HIID、HIAB), 本研究该分区草地地上碳密度(0.45—1.74 t/hm<sup>2</sup>)和地下碳密度(0.79—13.68 t/hm<sup>2</sup>), 与侯建坤等<sup>[45]</sup>碳密度范围较接近, 说明本研究计算的草地碳密度值较为合理。秦艳培等<sup>[46]</sup>研究得出黄河流域河南段植被有机碳密度为 5.70—36.37 t/hm<sup>2</sup>, 该区域属于本研究中的 IIIB 暖温带半湿润区, 该区域植被碳密度(林地、草地的地上和地下碳密度)范围为 7.83—39.52 t/hm<sup>2</sup>, 二者范围较接近。综上, 可以说明本研究计算得出的林地、草地植被碳密度较为准确合理。林地土壤碳密度方面, 王艳丽等<sup>[47]</sup>研究得出青海省森林土壤(0—100 cm)碳密度平均值为 318.9 t/hm<sup>2</sup>, 本研究在青海省范围内的生态地理分区(HIC、HIB、HIIC、HIID、HIAB)林地土壤平均碳密度为 249.43 t/hm<sup>2</sup>, 本研究结果低于王艳丽等<sup>[47]</sup>结果的原因可能是由于王艳丽等<sup>[47]</sup>测定的土壤碳含量除了包含有机碳外, 还包含无机碳(碳酸盐)成分, 因此, 其结果高于本研究结果。草地土壤碳密度方面, 李潇等<sup>[6]</sup>基于全国碳密度修正而得的河南省草地土壤碳密度为 60.2 t/hm<sup>2</sup>, 对应本研究的 IIIB 暖温带半湿润地区草地土壤碳密度为 66.90 t/hm<sup>2</sup>, 二者较接近。耕地土壤碳密度方面, 张平平等<sup>[48]</sup>研究得出秦巴山地耕地土壤碳密度为 87.73 t/hm<sup>2</sup>, 对应本研究的 IVA 北亚热带湿润地区耕地土壤碳密度为 85.44 t/hm<sup>2</sup>, 二者较接近。王天福等<sup>[49]</sup>研究得出陕西省耕地土壤碳密度为 79.61 t/hm<sup>2</sup>, 对应本研究(IIIC、IIIB 和 IVA)耕地土壤平均碳密度为 73.46 t/hm<sup>2</sup>, 二者较接近。综上, 说明本研究计算得出的林地、草地和耕地的土壤碳密度较为准确合理。碳密度的空间分布方面, 因土壤碳密度相较植被碳密度大, 本研究重点验证土壤碳密度的空间分布。Tang 等<sup>[50]</sup>就全国实测碳密度数据计算得出土壤碳密度空间分布高值区包括青海的祁连山和巴彦克拉山, 低值区包括黄土高原部分地区, 该空间分布格局与本研究计算得出的土壤碳密度空间分布特点基本一致, 说明本研究得出的碳密度空间分布较为合理。

碳储量方面, 杨洁等<sup>[21]</sup>研究得出黄河流域 2005—2018 年, 碳储量范围为  $5.389 \times 10^9$ — $5.418 \times 10^9$  t, 该结果低于本研究结果( $7.011 \times 10^9$ — $7.046 \times 10^9$  t), 造成结果不一致的原因主要是碳密度的取值不同。杨洁等<sup>[21]</sup>采用全国碳密度修正的结果, 是流域内的平均水平, 而碳密度在黄河流域的分布是不均匀的, 西部青藏高原的草地和林地土壤碳密度显著高于全流域平均水平, 因此, 造成本研究得出的碳储量结果高于杨洁等<sup>[21]</sup>的研究结果。王天福等<sup>[49]</sup>研究得出陕西省单位面积碳储量范围在 0—180.97 t/hm<sup>2</sup>。基于本研究得出的 2000、2010 和 2020 年的碳储量空间分布栅格数据按陕西省行政边界矢量数据裁剪得出黄河流域范围内陕西省单位面积碳储量范围在 0.09—132.09 t/hm<sup>2</sup>, 该结果在王天福等<sup>[49]</sup>结果的范围内, 小于其值的原因主要是陕西省在黄河流域外部分为陕南秦巴山区, 该区碳储量高于其北部地区(即本研究范围内区域)。空间分布上, 本研究陕西省范围内的生态系统碳储量呈现出“整体呈南高北低, 局部地区高低值对比明显”的分布特点。局部地区具体指黄河中游中北部洛河两侧子午岭、黄龙山, 南部秦巴山地区碳储量高, 流域南部西安城市群、北部榆林地区碳储量低。该分布特点与王天福等<sup>[49]</sup>研究得出的空间分布特点基本一致。本研究得出的黄河下游碳储量在 2000—2020 年呈下降趋势, 与杨小琬等<sup>[44]</sup>研究得出的趋势一致, 本研究碳储量年减少量为  $0.1 \times 10^7$  t, 相较于杨小琬得出的年减少量  $0.85 \times 10^7$  t 小, 原因主要是本研究统计范围为黄河下游, 而杨小琬的统计范围为在黄河下游地区包括的县级行政单位, 该范围远大于本研究的下游区域, 因此, 其碳储量的年减少量大于本研究结果。本研究得出下游地区碳储量空间分布特点为低值区位于各城市市辖区、低值区位于下游西部的山地林区, 该特点与杨小琬等<sup>[44]</sup>得出的黄河下游碳储量空间分布特点一致。本研究统计黄河中游的单位面积碳储量在 2000—2020 年单位面积碳储量呈下降趋势, 这与任娟等<sup>[51]</sup>的结果一致, 下降的百分比较接近(任娟 1.49%, 本研究 1.00%)。空间分布方面, 本研究得出单位面积碳储量高值区位于安泽县和交城县等, 与任娟等<sup>[51]</sup>得出的结果基本一致。本研究得出的单位面积碳储量在黄土高原地区空间分布自东南向西北呈减少态

势,与李妙宇等<sup>[19]</sup>的研究结果基本一致。Tang 等<sup>[50]</sup>就全国实测碳密度数据计算得出的全国碳储量空间分布特点为西南部高、东部低,对于本研究得出黄河流域碳储量空间分布西南高于东部,东部地区东南向西北递减的趋势较为一致。在碳储量的变化方面,本研究得出黄河流域碳储量在 2000—2010 年显著增加,主要由于 2000 年以来,我国禁止乱砍滥伐有效促进了林地 NDVI 增长,农耕灌溉水利技术的提高有利促进了耕地 NDVI 的增长<sup>[52]</sup>。NDVI 是促进黄河流域碳储量增加的最主要因素,因此,碳储量得到显著提升。2010 年以后,随着研究区城镇化进程的加快、基础设施建设和人口的增加,土地利用流转强度加剧,导致碳储量减少。2000—2020 年呈增加趋势,与王菲等<sup>[16]</sup>得出的黄河流域净初级生产力的变化趋势一致。综上所述说明本研究得出的黄河流域碳储量数值、变化趋势及空间分布结果具有一定的准确性和合理性。

### 3.2 黄河流域县级单位碳储量影响因素

在黄河上游西南部青藏高原地区,TEM 和  $P_r$  与碳储量呈显著负效应,NDVI 和 Slope 呈较强正效应,分析原因主要是该地区海拔高,海拔升高导致温度和降水降低,低温限制土壤有机碳的分解,有利于碳的积累<sup>[31]</sup>。另外,坡度陡峭的高原地区人类活动相对较小,植被覆盖完整度较好,因此,碳储量增加迅速。有研究<sup>[52]</sup>表明在青藏高原地区 NDVI 与温度呈显著负效应,该结论进一步佐证了本研究结论的合理性。 $P_r$  在黄河上游东北部地区与碳储量呈显著正效应,分析原因主要是该地区主要为内蒙古高原和毛乌素沙地,干旱、半干旱气候,含沙量较大,因此,该区域对降水敏感性较强,较大的降水量可以促进植被生长、提高碳储量,所以,在此区域降水与碳储量呈显著正效应。HAI 与碳储量呈负效应,分析原因是 HAI 主要反映城市建设和农田开垦等人类的土地资源开发活动,对区域植被覆盖产生负面影响,因此,人类土地利用活动对提升碳储量起抑制作用。SHDI 在黄河上游西南青藏高原地区呈现正(位于 HIIC 生态地理分区)、负(位于 HIB 生态地理分区)双向效应。SHDI 值代表土地斑块的异质性,SHDI 值越高说明土地斑块种类越多、破碎度越高。通过分析 HIIC 和 HIB 的土地利用转移情况可以发现:在 HIIC 分区,2000—2010 年和 2010—2020 年两个时期土地利用转换频繁,土地斑块异质性强、破碎度高,2000—2020 年整体上未利用地(26.76%)和耕地(7.12%)向草地转移,草地面积增加 2214 km<sup>2</sup>,未利用地面积减少 2552 km<sup>2</sup>,HIIC 分区草地土壤碳密度是未利用地的 22.05 倍,低碳密度土地类型向高碳密度土地类型转换导致碳储量增加,因此,SHDI 与碳储量呈正效应;在 HIB 分区,2000—2020 年,3.73%的草地退化为未利用地,7.68%的林地退化为草地,草地面积累积减少 1.3%,而该分区草地面积占比 80.71%,说明草地过度放牧,导致草地破碎,逐步转化为未利用地,高碳密度土地类型向低碳密度土地类型转换造成碳储量显著减少。

相关性分析结果及 MGWR 的带宽计算结果,表明  $DN$  与 PPOD 在全流域对碳储量均呈负效应,主要原因是夜间光照指数与人类活动密切相关,靠近城镇的区域人口密度大,人类活动强烈,对建设用地的需求量大,大量的草地、耕地和林地被转化为建设用地,由高碳密度土地利用类型转化为低碳密度土地类型,因此,导致碳储量下降,这与 Wang 等<sup>[33]</sup>的研究结论一致。

### 3.3 局限性和展望

本研究碳储量估算未包括耕地地上和地下生物量部分,该方法由于忽视了短期碳交换和土壤有机碳部分可能导致碳储量估算结果偏低。但由于农作物收获期短,其碳汇效果从长期来看并不显著。本研究侧重于对黄河流域陆地生态系统长期碳动态和存储能力的研究,因此,本研究对耕地碳储量做的如上简化具有一定合理性。此外,基于 InVEST 模型估算陆地生态系统碳储量,由于该模型对碳循环过程进行了简化,因此存在一定局限性,比如该模型只考虑了不同土地利用类型的碳密度差异,碳密度不随时间变化。然而,实际情况是碳密度会随温度、海拔、降雨量以及人类行为(如皆伐、林火或者炼山)发生变化。针对如上局限性,本研究将黄河流域按照我国生态地理分区对研究区进行二次区域划分,形成多个分区,然后基于 InVEST 模型通过各分区的碳密度和土地利用数据对各分区分别估算碳储量。由于生态地理分区综合考虑了气温、降水、地貌、土壤、植被和土地利用类型等因素的空间相似性和分异性,因此,本研究在一定程度上优化了 InVEST 模型的局限性。然而本研究并未将人类活动和植被类型以及林龄等因素考虑在内,会造成估算结果存在一定误差。由

此可见,由于地形、气候、植被和人类活动等因素的影响,该模型在不同区域的应用效果可能会有所不同。在未来的研究中,考虑根据植被类型和林龄将土地利用类型进一步细分,并将人类重大活动考虑在内,进一步提高 InVEST 模型估算碳储量结果的准确性。

### 3.4 政策建议

对黄河流域不同区域制定不同生态管理措施。黄河上游西南部青藏高原高海拔地区,林地、草地土壤有机碳密度高,应采取合理土地管理措施,如减少过度放牧,加强草地生态系统保护,以保护土壤有机碳,增加植被碳密度;黄河上游东北部未利用地面积广茂,典型地区包比如乌素沙地,应重点进行防风固沙。黄河中游中部及陕南秦巴山地,土地利用以林地、草地为主,温度降水条件好,植被覆盖度高,在此地区应注重林地保护、加大植树造林力度;对于黄河下游地区,耕地广泛,应加强农业技术创新、科学发展农业,加强农业资源保护。本研究为黄河流域陆地生态系统碳储量测度提供了新思路 and 较为可靠的估算结果,揭示碳储量影响因素空间特异性,为科学制定土地管理和生态保护政策提供参考,有利于提高流域固碳力,为实现我国“双碳”目标和全球碳平衡做出贡献。

## 4 结论

黄河流域碳密度空间分布呈西部大于东部、东部地区自东南向西北递减的格局。2000—2020 年黄河流域陆地生态系统碳储量增加 0.02% ( $7.011 \times 10^9$ — $7.012 \times 10^9$  t),空间分布与碳密度相同,空间集聚特征显著,“高高集聚区”主要分布在黄河上游西南部的青藏高原地区,“低低集聚区”主要分布在黄河上游北部和黄河下游大部分地区。Pearson 相关性分析得出与碳储量呈正相关的影响因素为 *Pr*、NDVI 和 Slope;呈负相关的影响因素为 TEM、HAI、SHDI、*DN* 和 PPOD。MGWR 模型得出 TEM、*Pr*、NDVI 和 SHDI 空间异质性强,HAI 在 2010 年后异质性强。Slope 空间异质性中等;*DN* 和 PPOD 为全局尺度变量,空间影响平稳;MGWR 模型得出 NDVI 对黄河流域县级单位面积碳储量作用强度最大。NDVI、Slope 对县级单位面积碳储量的影响呈正效应,TEM、HAI、*DN* 和 PPOD 呈负效应,*Pr*、SHDI 呈正、负双向效应。

### 参考文献(References):

- [1] 杨元合,石岳,孙文娟,常锦峰,朱剑霄,陈蕾伊,王欣,郭焱培,张宏图,于凌飞,赵淑清,徐亢,朱江玲,沈海花,王媛媛,彭云峰,赵霞,王襄平,胡会峰,陈世莘,黄玫,温学发,王少鹏,朱彪,牛书丽,唐志尧,刘玲莉,方精云. 中国及全球陆地生态系统碳源汇特征及其对碳中和的贡献. 中国科学: 生命科学, 2022, 52(4): 534-574.
- [2] 刘洋,张军,周冬梅,马静,党锐,马靖靖,朱小燕. 基于 InVEST 模型的疏勒河流域碳储量时空变化研究. 生态学报, 2021, 41(10): 4052-4065.
- [3] 刘晓娟,黎夏,梁迅,石洪,欧金沛. 基于 FLUS-InVEST 模型的中国未来土地利用变化及其对碳储量影响的模拟. 热带地理, 2019, 39(3): 397-409.
- [4] Piyathilake I D U H, Udayakumara E P N, Ranaweera L V, Gunatilake S K. Modeling predictive assessment of carbon storage using InVEST model in Uva province, Sri Lanka. Modeling Earth Systems and Environment, 2022, 8(2): 2213-2223.
- [5] 李潇,吴克宁,冯喆,王颖涵. 基于固碳服务供需视角的河南省碳平衡研究. 生态学报, 2022, 42(23): 9627-9635.
- [6] Qin M L, Zhao Y C, Liu Y T, Jiang H B, Li H, Zhu Z M. Multi-scenario simulation for 2060 and driving factors of the eco-spatial carbon sink in the Beibu gulf urban agglomeration, China. Chinese Geographical Science, 2023, 33(1): 85-101.
- [7] Wang A, Zhang M M, Al Kafy A, Tong B, Hao D Q, Feng Y F. Predicting the impacts of urban land change on LST and carbon storage using InVEST, CA-ANN and WOA-LSTM models in Guangzhou, China. Earth Science Informatics, 2023, 16(1): 437-454.
- [8] 邵壮,陈然,赵晶,夏楚瑜,何颖婷,唐丰芸. 基于 FLUS 与 InVEST 模型的北京市生态系统碳储量时空演变与预测. 生态学报, 2022, 42(23): 9456-9469.
- [9] Zhang Z R, Wan H W, Peng S L, Huang L. Differentiated factors drive the spatial heterogeneity of ecosystem services in Xinjiang Autonomous Region, China. Frontiers in Ecology and Evolution, 2023, 11: 1168313.
- [10] 陈俊辰,贺淑钰,薛晶,张环宇,李兆华,王玲,李昆. 多尺度生态系统服务的权衡关系及其对景观配置响应——以湖北省为例. 生态学报, 2023, 43(12): 4835-4846.

- [11] 周文强, 韩宇, 王金龙, 杨伶, 阙华斐. 洞庭湖流域生态系统碳储量的时空异质性及驱动力分析. 中国环境科学, 1-14. <https://doi.org/10.19674/j.cnki.issn1000-6923.20231127.038>
- [12] 卿苗, 赵军, 冯超, 黄治化, 温媛媛, 张伟婕. 1980—2030 年石羊河流域生态系统碳储存服务对土地利用变化的响应. 生态学报, 2022, 42(23): 9525-9536.
- [13] 衣鹏慧, 吴会峰, 胡保安, 温馨, 韩海荣, 程小琴. 黄土高原地区退耕还林后土壤有机碳储量变化特征及影响因素. 生态学报, 2023, 43(24): 10054-10064.
- [14] 何青松, 蒋旭. 耕地占补面积时空变化对碳储量的影响测度——以湖北省为例. 生态学报, 2023, 43(24): 10413-10429.
- [15] 唐志雄, 宁荣荣, 王德, 田信鹏, 毕晓丽, 周自翔, 罗富彬, 宁吉才. 黄河三角洲滨海湿地碳储量及其对未来多情景的响应. 生态学报, 2024, 44(8): 1-13.
- [16] 王菲, 曹永强, 周妹含, 范帅邦, 姜雪梅. 黄河流域生态功能区植被碳汇估算及其气候影响要素. 生态学报, 2023, 43(6): 2501-2514.
- [17] Gai Z X, Xu Y, Du G M. Spatio-temporal differentiation and driving factors of carbon storage in cultivated land-use transition. Sustainability, 2023, 15(5): 3897.
- [18] 王雪晴, 卜元坤, 魏江涛, 赵鹏祥, 刘顺德. 黄龙山森林植被地上碳储量时空变化及驱动力. 生态学报, 2023, 43(19): 7896-7909.
- [19] 李妙宇, 上官周平, 邓蕾. 黄土高原地区生态系统碳储量空间分布及其影响因素. 生态学报, 2021, 41(17): 6786-6799.
- [20] 张佑铭, 郎梦凡, 刘梦云, 谢宝妮, 常庆瑞. 土地利用转变与海拔高度协同作用黄土高原植被固碳变化特征. 生态学报, 2022, 42(10): 3897-3908.
- [21] 杨洁, 谢保鹏, 张德罡. 基于 InVEST 和 CA-Markov 模型的黄河流域碳储量时空变化研究. 中国生态农业学报: 中英文, 2021, 29(6): 1018-1029.
- [22] 贾松伟. 黄河流域森林植被碳储量分布特征及动态变化. 水土保持研究, 2018, 25(5): 78-82, 88.
- [23] 徐新良, 刘纪远, 张树文, 李仁东, 颜长珍, 吴世新. 中国多时期土地利用遥感监测数据集 (CNLUCC). 资源环境科学数据注册与出版系统 (<http://www.resdc.cn/DOI>), 2018. DOI:10.12078/2018070201.
- [24] 徐新良. 中国 GDP 空间分布公里网格数据集. 资源环境科学数据注册与出版系统 (<http://www.resdc.cn/DOI>), 2017. DOI: 10.12078/2017121102
- [25] Didan K. MODIS/Terra Vegetation Indices Monthly L3 Global 1km SIN Grid V006, NASA EOSDIS Land Processes DAAC. (2023-7-31) [2023-9-22]. <https://doi.org/10.5067/MODIS/MOD13A3.006>
- [26] 彭守璋. 中国 1km 分辨率逐月降水量数据集 (1901-2022). 时空三板环境大数据平台. (2023-05-31) [2023-9-23] <https://doi.org/10.5281/zenodo.3185722>.
- [27] 彭守璋. 中国 1km 分辨率逐月平均气温数据集 (1901-2022). 国家青藏高原科学数据中心. (2023-05-31) [2023-9-23] <https://doi.org/10.11888/Meteoro.tpdc.270961>. <https://cstr.cn/18406.11.Meteoro.tpdc.270961>.
- [28] 徐丽, 何念鹏, 于贵瑞. 2010s 中国陆地生态系统碳密度数据集. 国家生态科学数据中心, 2020. <https://doi.org/10.11922/sciencedb.603>. <https://cstr.cn/31253.11.sciencedb.603>.
- [29] Xue C L, Chen X H, Xue L R, Zhang H Q, Chen J P, Li D D. Modeling the spatially heterogeneous relationships between tradeoffs and synergies among ecosystem services and potential drivers considering geographic scale in Bairin Left Banner, China, Science of The Total Environment, 2023, 855: 158834.
- [30] Ghosh S, Dinda S, Das Chatterjee N, Dutta S, Bera D. Spatial-explicit carbon emission-sequestration balance estimation and evaluation of emission susceptible zones in an Eastern Himalayan city using Pressure-Sensitivity-Resilience framework: an approach towards achieving low carbon cities. Journal of Cleaner Production, 2022, 336: 130417.
- [31] Xiang M S, Wang C J, Tan Y X, Yang J, Duan L S, Fang Y N, Li W H, Shu Y, Liu M L. Spatio-temporal evolution and driving factors of carbon storage in the Western Sichuan Plateau. Scientific Reports, 2022, 12(1): 8114.
- [32] 范育蕾, 夏哲一, 魏雪, 刘黎明, 袁承程. 四个时期长江经济带湿地生态系统服务对景观格局响应研究. 湿地科学, 2024, 22(1): 139-147.
- [33] Wang R B, Bai Y, Alatalo J M, Guo G M, Yang Z Q, Yang Z B, Yang W. Impacts of urbanization at city cluster scale on ecosystem services along an urban-rural gradient: a case study of Central Yunnan City Cluster, China. Environmental Science and Pollution Research, 2022, 29(59): 88852-88865.
- [34] Chen J D, Gao M, Cheng S L, Hou W X, Song M L, Liu X, Liu Y, Shan Y L. County-level CO<sub>2</sub> emissions and sequestration in China during 1997-2017. Scientific Data, 2020, 7: 391.
- [35] Hu Y, Chen J, Cao X, Chen X H, Cui X H, Gan L Q. Correcting the saturation effect in DMSP/OLS stable nighttime light products based on radiance-calibrated data. IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing, 2022, 60: 1-11.
- [36] 梁加乐, 陈万旭, 李江风, 董孟君, 周婷, 潘思佩. 黄河流域景观破碎化时空特征及其成因探测. 生态学报, 2022, 42(5): 1993-2009.

- [37] Wen W, Wang Y F, Yang L, Liang D, Chen L D, Liu J, Zhu A X. Mapping soil organic carbon using auxiliary environmental covariates in a typical watershed in the Loess Plateau of China: a comparative study based on three Kriging methods and a soil land inference model (SoLIM). *Environmental Earth Sciences*, 2015, 73(1): 239-251.
- [38] Long J, Liu Y L, Xing S H, Zhang L M, Qu M K, Qiu L X, Huang Q, Zhou B Q, Shen J Q. Optimal interpolation methods for farmland soil organic matter in various landforms of a complex topography. *Ecological Indicators*, 2020, 110: 105926.
- [39] 方精云, 郭兆迪, 朴世龙, 陈安平. 1981—2000 年中国陆地植被碳汇的估算. *中国科学*, 2007, 37(6): 804-812.
- [40] de Jong P, Sprenger C, van Veen F. On extreme values of Moran's I and Geary's c. *Geographical Analysis*, 1984, 16(1): 17-24.
- [41] Anselin L. Local indicators of spatial association—LISA. *Geographical Analysis*, 1995, 27(2): 93-115.
- [42] Fotheringham A S, Yang W B, Kang W. Multiscale geographically weighted regression (MGWR). *Annals of the American Association of Geographers*, 2017, 107(6): 1247-1265.
- [43] Zhang Z Y, Liu Y F, Wang Y H, Liu Y L, Zhang Y, Zhang Y. What factors affect the synergy and tradeoff between ecosystem services, and how, from a geospatial perspective? *Journal of Cleaner Production*, 2020, 257: 120454.
- [44] 杨小琬, 张丽君, 秦耀辰, 张梦梦, 田梦男, 刘秀芳, 仇存蒙. 1995 年以来黄河下游碳储量时空变化及驱动因素. *河南大学学报: 自然科学版*, 2022, 52(1): 20-33.
- [45] 侯建坤, 陈建军, 张凯琪, 周国清, 尤号田, 韩小文. 基于 InVEST 和 GeoSoS-FLUS 模型的黄河源区碳储量时空变化特征及其对未来不同情景模式的响应. *环境科学*, 2022, 43(11): 5253-5262.
- [46] 秦艳培, 徐少君, 田耀武. 黄河流域河南段植被和土壤及其碳密度空间分异研究. *生态环境学报*, 2022, 31(9): 1745-1753.
- [47] 王艳丽, 字洪标, 程瑞希, 唐立涛, 所尔阿芝, 罗雪萍, 李洁, 王长庭. 青海省森林土壤有机碳氮储量及其垂直分布特征. *生态学报*, 2019, 39(11): 4096-4105.
- [48] 张平平, 李艳红, 殷浩然, 陈全通, 董庆栋, 朱连奇. 中国南北过渡带生态系统碳储量时空变化及动态模拟. *自然资源学报*, 2022, 37(5): 1183-1197.
- [49] 王天福, 龚直文, 邓元杰. 基于土地利用变化的陕西省植被碳汇提质增效优先区识别. *自然资源学报*, 2022, 37(5): 1214-1232.
- [50] Tang X L, Zhao X, Bai Y F, Tang Z Y, Wang W T, Zhao Y C, Wan H W, Xie Z Q, Shi X Z, Wu B F, Wang G X, Yan J H, Ma K P, Du S, Li S G, Han S J, Ma Y X, Hu H F, He N P, Yang Y H, Han W X, He H L, Yu G R, Fang J Y, Zhou G Y. Carbon pools in China's terrestrial ecosystems: new estimates based on an intensive field survey. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2018, 115(16): 4021-4026.
- [51] 任娟, 赵雪雁, 徐省超, 马平易, 杜昱璇. 黄河中游地区生态系统服务的时空演变及权衡与协同关系研究. *地球环境学报*, 2022, 13(4): 477-490.
- [52] 张静, 杜加强, 盛芝露, 张杨成思, 吴金华, 刘博. 1982—2015 年黄河流域植被 NDVI 时空变化及影响因素分析. *生态环境学报*, 2021, 30(5): 929-937.