

DOI:10.13869/j.cnki.rswc.2024.06.031.

王怀毅, 李忠魁. 基于 LUCC 的渭河流域生态系统碳储量动态变化及脆弱性分析[J]. 水土保持研究, 2024, 31(6): 252-260, 270.

Wang Huaiyi, Li Zhongkui. Dynamic Changes and Vulnerability Analysis of Carbon Storage in the Weihe River Basin Ecosystem Based on LUCC [J]. Research of Soil and Water Conservation, 2024, 31(6): 252-260, 270.

# 基于 LUCC 的渭河流域生态系统碳储量 动态变化及脆弱性分析

王怀毅, 李忠魁

(中国林业科学研究院 林业科技信息研究所, 北京 100091)

**摘 要:** [目的] 探究土地利用/覆被变化(LUCC)对陆地生态系统碳储量的影响机制, 为有效开展国土空间规划和生态保护修复提供理论依据。[方法] 以渭河流域为研究对象, 利用 InVEST 模型定量评估了 1980—2020 年陆地生态系统碳储量时空演变特征及分布格局, 分析土地利用变化对区域碳储量的影响, 并结合 PI 指数探讨了流域生态系统碳储量脆弱性。[结果] (1) 1980—2020 年渭河流域土地利用类型以耕地、林地和草地为主, 三大地类的面积占到流域总面积的 95% 左右。土地利用转移以耕地转为建设用地居多, 约为 1 734.93 km<sup>2</sup>; (2) 1980—2020 年渭河流域碳储量总体呈现波动式下降趋势, 累计减少 3.876 4 × 10<sup>6</sup> t, 耕地转为建设用地是导致减少的主要因素。空间分布上总体呈现“南高北低”的分布特征; (3) 耕地、林地和草地是渭河流域生态系统碳储量的主要来源, 2020 年贡献率分别为 38.91%, 27.60% 和 30.00%, 其他 3 类土地类型的总贡献率不足 4%。 (4) 1980—1990 年渭河流域土地利用变化对碳储量为正向影响, 其他时段均为负向影响, 下游地区生态系统碳储量更为脆弱。[结论] 近 40 年间渭河流域碳储量随土地利用呈现波动式变化, 林地增加将对区域碳汇能力产生正向影响, 未来国土空间规划中应注重建设用地与林地、草地等生态用地的合理配置。

**关键词:** LUCC; 渭河流域; 碳储量; 动态变化; 脆弱性; InVEST 模型

中图分类号: X196; F062.2

文献标识码: A

文章编号: 1005-3409(2024)06-0252-09

## Dynamic Changes and Vulnerability Analysis of Carbon Storage in the Weihe River Basin Ecosystem Based on LUCC

Wang Huaiyi, Li Zhongkui

(Research Institute of Forestry Policy and Information, Chinese Academy of Forestry, Beijing 100091, China)

**Abstract:** [Objective] The aims of this study are to exploring the impact mechanism of land use/cover change (LUCC) on terrestrial ecosystem carbon storage, and to provide theoretical basis for effective national spatial planning and ecological protection and restoration. [Methods] The Weihe River Basin was taken as the research object. The InVEST model was used to quantitatively evaluate the spatiotemporal evolution characteristics and distribution pattern of terrestrial ecosystem carbon storage from 1980 to 2020. The impact of land use change on regional carbon storage was analyzed. The vulnerability of watershed ecosystem carbon storage was explored using the PI index. [Results] (1) From 1980 to 2020, the land use types in the Weihe River Basin were mainly cultivated land, forestland and grassland, with the area of the three major land types accounting for about 95% of the total basin area. The majority of land use transfer was from cultivated land to construction land, with the area of approximately 1 734.93 km<sup>2</sup>. (2) From 1980 to 2020, the overall carbon storage in the Weihe River Basin showed a fluctuating downward trend, with a cumulative decrease of 3.876 4 × 10<sup>6</sup> tons, the conversion of

收稿日期: 2023-12-05

修回日期: 2023-12-29

资助项目: 中央级公益性科研院所基本科研业务费专项资金项目“黄河中游退耕还林减沙效益补偿机制研究”(CAFYBB2021MC003)

第一作者: 王怀毅(1997—), 男, 山东高青人, 硕士研究生, 研究方向为资源与环境经济、土地利用。E-mail: whymorning@163.com

通信作者: 李忠魁(1963—), 男, 陕西凤翔人, 博士, 研究员, 主要从事森林资源与环境经济研究。E-mail: lzk274526@126.com

<http://stbcyj.paperonce.org>

arable land to construction land was the main factor leading to the decrease. The overall spatial distribution showed a distribution characteristic of ‘high level in the south and low level in the north,. (3) Farmland, forestland, and grassland were the main sources of carbon storage in the Weihe River Basin ecosystem, with contribution rates of 38.91%, 27.60% and 30.00% in 2020, respectively. The total contribution rate of the other three types of land was less than 4%. (4) The land use change in the Weihe River Basin from 1980 to 1990 had a positive impact on carbon storage, while it had a negative impact in the other periods. The carbon storage of the downstream ecosystem was more fragile. [Conclusion] In the past 40 years, carbon storage in the Weihe River Basin has shown fluctuating changes with land use. The increase in forestland will have a positive impact on regional carbon sequestration capacity. In future national spatial planning, attention should be paid to the rational allocation of construction land and ecological land such as forestland and grassland.

**Keywords:** LUCC; Weihe River Basin; carbon storage; dynamic changes; vulnerability; InVEST model

近些年,随着全球城市化和工业化的快速发展,化石燃料燃烧、土地利用变化、森林资源过度砍伐及毁林等人为活动所导致的温室气体排放大量增加,引发了温室效应、酸雨污染等一系列气候变化问题<sup>[1]</sup>,对人类自身的生存与发展造成了严重威胁<sup>[2]</sup>。生态系统碳储存作为生态系统服务的重要组成部分,其可以通过地表植被光合作用、土壤微生物固碳和植被枯落物固碳等多种方式吸收  $\text{CO}_2$ <sup>[3]</sup>,从而抵消经济发展所产生的碳排放量,对于减缓温室效应、维持区域碳收支平衡具有重要作用<sup>[4]</sup>。中国作为全球碳排放大国之一,2020 年在第 75 届联合国大会上向全世界作出“2030 年前达到碳达峰、2060 年前实现碳中和”的庄严承诺,并于 2021 年将碳达峰与碳中和方案、积极应对气候变化等列入“十四五”规划,彰显出我国在应对全球气候变化的大国担当与责任<sup>[5]</sup>。在此背景下,为提升生态系统碳储存能力、实现碳中和目标,综合开展区域碳储量研究显得尤为重要。

土地利用/覆被变化(LUCC)是影响陆地生态系统碳循环较为直接的人为因素之一<sup>[6]</sup>,其通过改变生态系统的结构(生物种类、种群数量、空间特征等)和功能(物质循环、能量流动等)来影响碳循环过程<sup>[7]</sup>,既可以引起植被碳储量的变化,又能改变土壤理化性质而造成不同地类固碳功能的差异化<sup>[8]</sup>。陆地生态系统碳储存功能通常会由于植被类型、土地利用空间规划及气候环境的影响而发生变化<sup>[9]</sup>。特别是由于土地利用类型的转变而引起的生态系统固碳效果不同,使得生态系统既有可能发展为碳源,又可能成为碳汇<sup>[10]</sup>。因此,要想充分发挥生态系统碳储存功能,应把握土地利用变化对生态系统碳储存能力的影响程度和转化机制。

目前,学术界围绕森林<sup>[11]</sup>、湿地<sup>[12]</sup>、草原<sup>[13]</sup>、耕地等<sup>[14]</sup>生态系统开展了诸多碳储量估算方面的研究,然而单一生态系统的研究一定程度上忽视了生态系统的整体性。此外,现有分析土地利用变化如何影

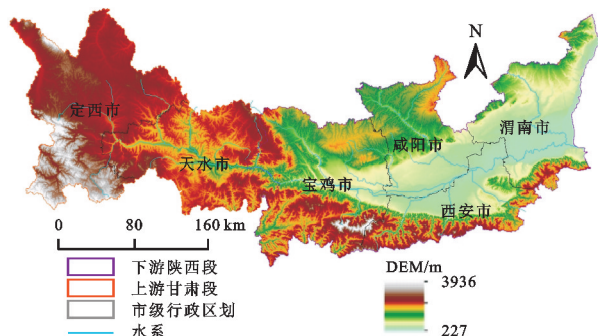
响生态系统碳储量的研究方法主要有实地调研法<sup>[15]</sup>和生态遥感模型法<sup>[16]</sup>。实地调研法在分析长时间序列和大尺度的研究中存在一定缺陷。由此,本文选用生态系统服务和权衡的综合评估模型-InVEST 模型,一方面其可以被用来估算生态系统整体的碳储量;另一方面又具有数据需求少、运行方便且准确的特点,能够用于分析多元尺度,在探讨土地利用变化对生态系统碳储量的影响方面具有可操作性。

渭河作为黄河第一大支流<sup>[17]</sup>,处于我国东部和西部地区的过渡地带,在黄河上游与中游之间发挥着重要的纽带作用<sup>[18]</sup>。上游甘肃地区作为生态环境脆弱、易发生水土流失的黄土丘陵沟壑区,近些年大力开展退耕还林(还草)、天然林资源保护等生态工程,植被覆盖率显著增加,生态质量显著提升。截至 2020 年,甘肃省定西市累计完成退耕还林(还草)约 29.35 万  $\text{hm}^2$ ,天水市约 24.70 万  $\text{hm}^2$ 。下游陕西地区作为关中平原城市群的核心区、西部经济发展的主战场,在过去的几十年间人口聚集明显,城市规模扩张迅速,生态环境受人为干扰较为严重,生态系统碳储存功能受到威胁<sup>[6]</sup>。鉴于此,本文以渭河流域为研究对象,以 1980—2020 年的土地利用遥感数据为基础,利用 InVEST 模型测算流域生态系统的碳储量,深入分析碳储量对土地利用转移的响应及流域各区(县)碳汇功能的变化,进一步估算其生态系统碳储量的脆弱性,从而为该区域制定合理的土地利用政策、保障生态与经济的协调发展提供科学依据。

## 1 研究区概况

研究区为渭河流域干流地区,主要包括上游甘肃省定西市、天水市和下游陕西省宝鸡市、咸阳市、西安市及渭南市 6 个市级行政区域(图 1),区域范围为  $103^{\circ}50'—110^{\circ}90'E$ ,  $33^{\circ}40'—36^{\circ}15'N$ ,总面积约为  $8.54 \times 10^4 \text{ km}^2$ 。流域地势整体表现为“西高东低”,

自西到东逐渐趋于平缓,地貌类型主要包括西部黄土丘陵沟壑区和东部关中平原区两大部分。西部黄土丘陵区土质相对松散,水土流失较为严重;东部关中平原区人类活动密集,是该流域重要的工业、农业生产生活区和经济发展区<sup>[19]</sup>。



注:该图基于自然资源部标准地图服务网站下载的审图号 GS(2020) 4619 号的标准地图制作,底图无修改,下同。

图 1 研究区地理位置

Fig. 1 Geographical location map of the study area

## 2 数据来源与研究方法

### 2.1 数据来源

2.1.1 土地利用数据 本研究使用的土地利用/覆被数据包括 1980 年、1990 年、2000 年、2010 年、2020 年共计五期,数据来源于资源环境科学与数据中心(<https://www.resdc.cn/>),数据按中国土地资源分类系统标准和土地资源自然属性经人工目视解译分为耕地、林地等 6 个一级分类和水田、旱地等 25 个二级分类,空间分辨率为 30 m×30 m。本研究以一级分类进行研究。

2.1.2 碳密度数据 本研究的碳密度值包括植被地上碳密度、植被地下碳密度、土壤碳密度和死亡有机物碳密度 4 部分,数据处理流程主要包括以下两步:(1) 结合已有文献收集研究区或周边地区的实测碳密度数据;(2) 利用降水和气温修正模型分别对流域上下游进行碳密度修正。其中植被地上碳密度值来源于杨洁等<sup>[20]</sup>在估算黄河流域碳储量时采用的数据,地下碳密度和死亡有机物碳密度来源于王天福等<sup>[10]</sup>对陕西省碳储量测算时的研究数据,土壤碳密度则根据解宪丽<sup>[21]</sup>、刘孟竹等<sup>[22]</sup>的实测数据整理获得。考虑上下游气温和降水的差异性,参考 alam<sup>[23]</sup>、Giardina<sup>[24]</sup>、陈光水<sup>[25]</sup>等所提出的修正系数分别对流域上下游碳密度值进行修正,由各区域碳密度值与修正系数相乘得到研究区碳密度值,具体结果分别见表 1 和表 2。修正系数计算公式如下:

$$K_B = \frac{e^{0.00541P_a}}{e^{0.00541P_b}} \times \frac{28T_a + 398}{28T_b + 398} \quad (1)$$

$$K_s = \frac{3.3968P_a + 3996.1}{3.3968P_b + 3996.1} \quad (2)$$

式中:  $P_a, P_b$  分别为区域  $a, b$  的年平均降水量(mm),全国、流域上游甘肃段及下游陕西段的多年平均降水量分别为 673.9 mm, 513 mm 和 593.4 mm;  $T_a, T_b$  分别为区域  $a, b$  的年平均气温( $^{\circ}\text{C}$ ),全国、流域上游甘肃段及下游陕西段多年平均气温分别为  $7.56^{\circ}\text{C}$ ,  $9.75^{\circ}\text{C}$  和  $14.4^{\circ}\text{C}$ ;  $K_B, K_s$  分别为区域生物量碳密度修正系数和土壤碳密度修正系数。

表 1 渭河上游甘肃段碳密度

Table 1 Carbon density in the Gansu section of the upper reaches of the Wei River  $\text{t}/\text{hm}^2$

土地类型	地上碳密度	地下碳密度	土壤碳密度	死亡有机物碳密度
耕地	2.28	16.86	73.68	0.34
林地	5.68	24.21	105.82	0.90
草地	4.73	18.08	68.11	0.21
水域	0.04	0.00	0.00	0.00
建设用地	0.34	0.00	71.22	0.00
未利用地	0.18	0.00	28.30	0.00

表 2 渭河下游陕西段碳密度

Table 2 Carbon density in the Shaanxi section of the upper reaches of the Wei River  $\text{t}/\text{hm}^2$

土地类型	地上碳密度	地下碳密度	土壤碳密度	死亡有机物碳密度
耕地	4.20	31.10	77.19	0.63
林地	10.47	44.66	110.86	1.66
草地	8.72	33.33	71.35	0.39
水域	0.08	0.00	0.00	0.00
建设用地	0.62	0.00	74.61	0.00
未利用地	0.32	0.00	29.65	0.00

### 2.2 研究方法

2.2.1 碳储量估算 本研究运用 InVEST 模型中的 Carbon Storage and Sequestration 模块估算渭河流域生态系统 5 个时期的碳储量,其原理是基于不同碳库的平均碳密度得到各个地类的碳密度,从而与各类土地利用类型面积相乘并求和得到研究区域的总碳储量,计算公式为:

$$C_i = C_{i\text{above}} + C_{i\text{below}} + C_{i\text{soil}} + C_{i\text{dead}} \quad (3)$$

$$C_{\text{total}} = \sum_{i=1}^n C_i \times S_i \quad (4)$$

式中:  $i$  为各种土地利用类型;  $C_i$  为第  $i$  种土地利用类型的碳密度( $\text{t}/\text{hm}^2$ );  $C_{i\text{above}}, C_{i\text{below}}, C_{i\text{soil}}, C_{i\text{dead}}$  分别为第  $i$  种土地利用类型的地上碳密度、地下碳密度、土壤碳密度和死亡有机物碳密度( $\text{t}/\text{hm}^2$ );  $C_{\text{total}}$  为研究区域的总碳储量( $\text{t}$ );  $S_i$  为第  $i$  种土地利用类型的面积( $\text{hm}^2$ );  $n$  为土地利用类型的数量,本文为 6。

2.2.2 生态系统脆弱性分析 生态系统脆弱性指的是生态系统容易受到外界干扰或其他不利影响而难以



适应,从而迫使结构、功能或服务能力发生改变的特性。本文从土地利用变化的角度量化生态系统碳储存服务的脆弱性,参考王佳丽等<sup>[26]</sup>的研究,利用PI指数表示生态系统碳储量的脆弱性,具体计算公式为:

$$PI = \Delta C / \Delta L \quad (5)$$

$$L = \sum_{i=1}^n (D_i \times P_i) \quad (6)$$

式中: $\Delta C$ 为某一时间段内的碳储量变化量(t); $\Delta L$ 为某一时间段内土地利用程度综合指数的变化量(无量纲); $L$ 为土地利用程度综合指数(无量纲); $D_i$ 为第*i*级土地利用分级指数,参考王思远等<sup>[27]</sup>的研究,取未利用地为1,林地、草地和水域为2,耕地为3,建设用地为4; $P_i$ 为第*i*级土地利用程度面积占比(%); $n$ 为土地利用程度分级数,本文为4;PI则为土地利用对生态系统碳储量的潜在影响指数(t)。当 $PI > 0$ 时,表

示土地利用对碳储量存在正向影响,且值越大影响越大;当 $PI < 0$ 时,表示存在负面影响,数值越大则负面影响越大;当 $PI = 0$ 时,表示无潜在影响。

### 3 结果与分析

#### 3.1 渭河流域土地利用/覆被变化特征分析

3.1.1 土地利用现状分析 渭河流域的土地利用类型以耕地、林地和草地为主,3类土地利用类型的面积之和占研究区域总面积的90%以上(表3)。2020年耕地、林地和草地的面积依次为35 027.64,16 558.21,28 283.33 km<sup>2</sup>,分别占研究区总面积的41.02%,19.39%和33.12%,水域、建设用地和未利用地的面积相对较小,分别为906.71,4 400.17,211.61 km<sup>2</sup>,占研究区总面积的1.06%,5.15%,0.25%。

表3 1980—2020年渭河流域土地利用面积及比例

Table 3 Land use area and proportion in the Wei River Basin from 1980 to 2020

土地利用 类型	1980年		1990年		2000年		2010年		2020年	
	面积/km <sup>2</sup>	比例/%	面积/km <sup>2</sup>	比例/%	面积/km <sup>2</sup>	比例/%	面积/km <sup>2</sup>	比例/%	面积/km <sup>2</sup>	比例/%
耕地	37462.79	43.87	37492.81	43.91	39298.45	43.68	36011.76	42.17	35027.64	41.02
林地	16131.07	18.89	16157.29	18.92	16212.80	18.99	16688.53	19.54	16558.21	19.39
草地	27976.74	32.76	27942.32	32.72	27786.74	32.54	27784.31	32.54	28283.33	33.12
水域	913.39	1.07	838.45	0.98	811.22	0.95	819.04	0.96	906.71	1.06
建设用地	2653.24	3.11	2703.01	3.17	3065.17	3.59	3904.77	4.57	4400.17	5.15
未利用地	250.30	0.29	253.34	0.30	212.81	0.25	179.27	0.21	211.61	0.25

3.1.2 土地利用面积变化及空间分布 由图2可知,1980—2020年的土地利用类型发生了一定转变,但各时期的土地利用类型面积大小始终为:耕地>草地>林地>建设用地>水域>未利用地,主要表现为耕地面积较大程度的减少,水域和未利用地面积少量减少,林地、草地及建设用地面积的增加。其中耕地面积和水域面积分别减少2 435.15,6.68 km<sup>2</sup>,减幅分别为6.5%,0.73%;林地、草地面积则分别增加427.14,306.59 km<sup>2</sup>,增幅分别为2.65%,1.1%。由于未利用地总量较小,净减少量虽然仅有38.69 km<sup>2</sup>,但减幅却高达15.46%。建筑用地面积长期保持上涨趋势,净增加1 746.93 km<sup>2</sup>,增幅高达65.84%。

就土地利用的空间分布来看(图3),耕地在下游关中平原咸阳、西安、渭南等地区分布较为广泛,呈现集中连片式分布。这可能是由于渭河下游关中平原地区海拔相对较低、地形平坦,适宜进行耕作劳动。林地主要分布在上游甘肃天水的东南地区、下游陕西宝鸡市的南部以及西安南部地区。上游甘肃定西和天水两市草地分布较多,定西市草地面积达到了其区域总面积的50%以上。建设用地面积主要分布在下游陕西段以西安为核心的周边区域,近40年向

四周扩张明显。水域主要以渭河流域干流水系为主,分布较少。

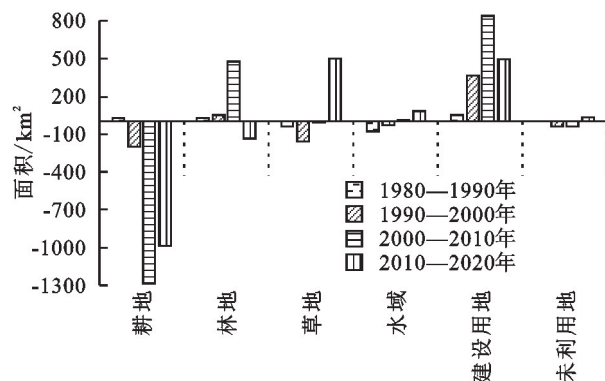


图2 1980—2020年渭河流域各类土地利用类型面积变化

Fig. 2 Area changes of various land use types in the Wei River Basin from 1980 to 2020

3.1.3 土地利用类型转移分析 1980—2020年渭河流域约7.01%的土地发生了转移,主要发生在耕地、草地和建设用地之间(表4)。从转出面积来看,耕地和草地是主要的转出者,两者分别占据了总转出面积的61.48%和23.40%。具体而言,耕地主要转为草地和建设用地,分别达到耕地转出面积的36.74%和47.14%;草地则主要转为耕地和林地,分别达到草地转出面积

的 62.49%和 25.70%。从转入面积来看,耕地、草地和建设用地是主要的转入者,分别占总转入面积的 20.80%,28.52%,31.63%。就最终情况来看,近 40 年间渭河流域耕地、水域和未利用地面积发生了一定缩减,净转出面积分别为 2 435.24,6.68,38.69 km<sup>2</sup>,林地、草地和建设用地面积则增多,净转入面积分别为 427.15,306.55,1 746.93 km<sup>2</sup>。

3.2 渭河流域碳储量时空变化特征分析

渭河流域 1980 年、1990 年、2000 年、2010 年、2020 年 5 个时期的陆地生态系统总碳储量分别为 9.583 511×10<sup>8</sup>t, 9.590 223×10<sup>8</sup>t,9.586 737×10<sup>8</sup>t,9.580 835×10<sup>8</sup>t, 9.544 748×10<sup>8</sup>t,整体呈波动式下降趋势(图 4)。从时间变化来看,近 40 年间渭河流域的总碳储量共计减少 3.876 4×10<sup>6</sup>t,年均减少 9.691×10<sup>4</sup>t。其中碳储量的最大值出现在 1990 年,为 9.590 023×10<sup>8</sup>t。1990—2020 年流域总碳储量持续减少,减少总量为 4.547 5×10<sup>6</sup>t,降幅为 0.47%。从上下游分地区来看,各段碳储量变化比较平缓,下游陕西段碳储量明显高于上游甘肃段,分别占总流域碳储量的 66%和 34%。

从流域上下游碳储量的空间分布来看(图 5),渭河流域碳储量呈现“南高北低”的特征,且总碳储量中、高值区域面积占比较大,低值面积区域较小。具体而言,上游甘肃段碳储量高值区域主要分布在定西市岷县、漳县、渭源县及天水市麦积区和武山县;下游陕西段碳储量高值区域以宝鸡市南部凤县、太白县和眉县以及西安市南部周至县、户县为主,同时在两市北部地区也呈现高值区域离散点状分布的特征。低值区域则主要沿渭河流域干流水系和西安市城区为中心的经济 development 区域分布,主要用地类型为水域和建设用地。为了更清晰的反映渭河流域碳储量空间上的变化情况,采用自然断点法将 1980—2020 年的碳储量变化分为减少、基本不变和增加三大区间(图 6)。结果表明大部分地区为基本不变的状态;增加区域呈现零星点状分布,在上游定西市渭源县、漳县和岷县表现较为集中;减少区域则相对来说占比较大,在下游陕西段西安市和杨陵示范区呈现带状分布。

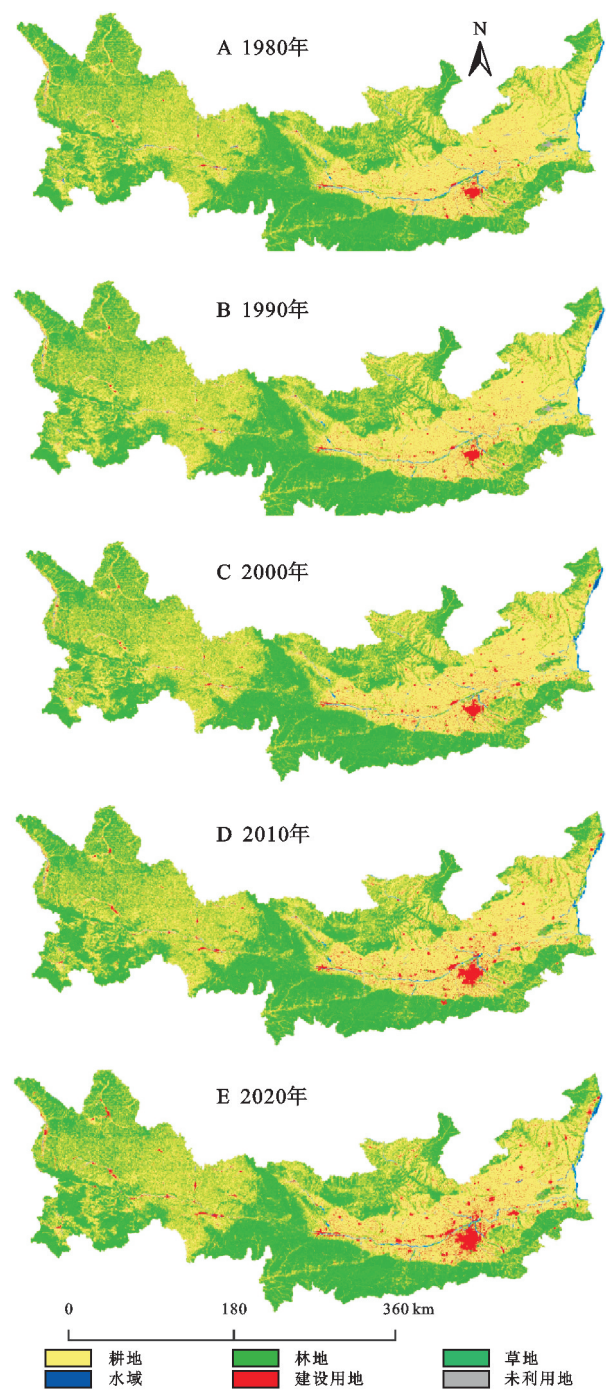


图 3 渭河流域土地利用类型空间分布  
Fig. 3 Spatial distribution of land use types in the Wei River Basin

表 4 1980—2020 年渭河流域土地利用转移矩阵

Table 4 Stochastic matrix of land use in Wei River Basin from 1980 to 2020						km <sup>2</sup>
1980 年	2020 年					
	耕地	林地	草地	水域	建设用地	未利用地
耕地	33782.81	437.05	1352.32	135.13	1734.93	21.07
林地	82.93	15710.28	269.00	7.88	54.78	6.70
草地	875.34	360.08	26577.09	63.67	78.97	22.64
水域	151.12	11.63	53.68	669.82	23.00	4.42
建设用地	122.32	5.01	15.98	3.36	2506.43	0.15
未利用地	13.54	34.67	16.27	27.12	2.08	156.63



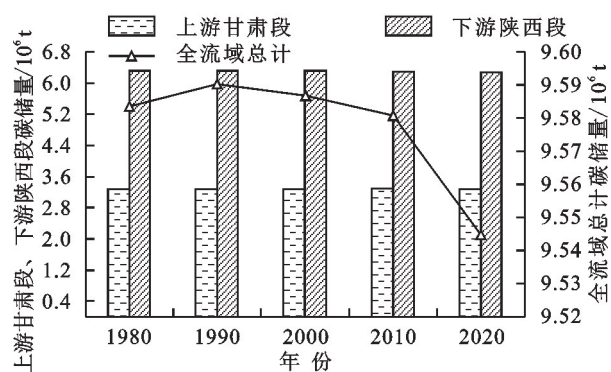


图4 1980—2020年渭河流域生态系统碳储量变化

Fig. 4 Changes in carbon storage of the Wei River Basin ecosystem from 1980 to 2020

### 3.3 碳储量对土地利用转移的响应分析

1980—2020年流域生态系统的总碳储量表现为缩减状态,但缩减数量不大,仅占总碳储量的0.4% (表5)。2020年耕地、林地和草地碳储量的贡献占比分别为38.91%,27.60%和30.00%,水域、建设用地和

未利用地3个地类的整体贡献率较小,不足4%。从土地利用类型来看,耕地碳储量表现为波动式下降,减少量为 $2.568\ 92 \times 10^7\text{ t}$ ,占碳储量减少总量的99%以上。其对流域生态系统碳储量的贡献率也从1980年的41.44%下降到2020年的38.91%。林地、草地、水域和建设用地的碳储量虽表现为上涨,增加量分别为 $6.301\ 6 \times 10^6\text{ t}$ , $2.589\ 5 \times 10^6\text{ t}$ , $5.983\ 9 \times 10^6\text{ t}$ 和 $1.303\ 79 \times 10^7\text{ t}$ ,但并未抵消因耕地面积减少而导致的碳储量总量减少。建设用地碳储量持续增长,且增长幅度最大,增量达到区域总增量的59.46%。林地碳储量则表现为波动式上升状态,在1980—2010年持续上涨,2010年贡献率达到最高值27.71%。草地碳储量在1980—2010年不断下降,于2010—2020年呈现转折式增长状态,且呈现净增长状态。水域与未利用地碳储量占比较小,对总碳储量的影响甚微,一定程度上可忽略不计。

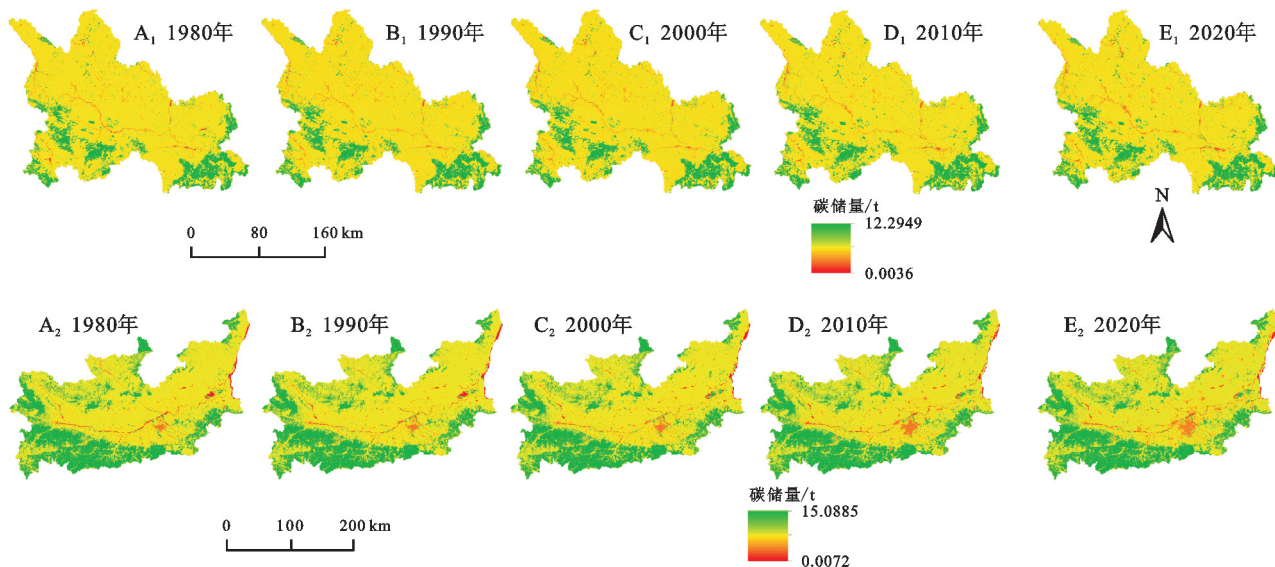


图5 1980—2020年渭河流域上游(上图)和下游(下图)碳储量空间分布

Fig. 5 Spatial distribution of carbon storage in the upper (left) and lower (right) reaches of the Wei River Basin from 1980 to 2020

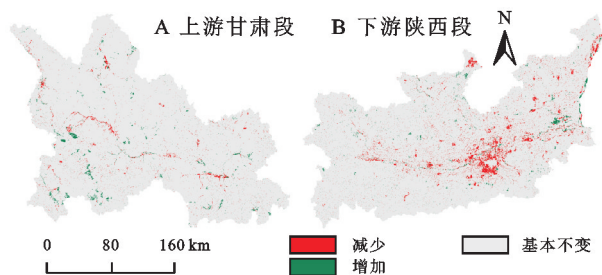


图6 1980—2020年渭河流域碳储量空间变化特征

Fig. 6 Spatial variation characteristics of carbon storage in the Wei River Basin from 1980 to 2020

不同土地利用类型具有不同的碳固持能力。根据土地利用类型面积及其碳储量计算,各地类的碳固持能力表现为:林地>耕地>草地>建设用地>未利

用地>水域。其中林地碳固持能力约为 $159\text{ t/hm}^2$ ,远高于其他地类。进一步探究碳储量对于土地利用转移的响应,以分析流域碳储量减少的影响路径。如图7所示,可以明显看出耕地转变为建设用地引起了碳储量的大幅度减少,直接导致了 $6.1328\ 3 \times 10^7\text{ t}$ 的损失。土地利用转移致使碳储量增加较明显的部分主要有耕地转变为林地引起 $2.1529\ 7 \times 10^7\text{ t}$ 的增量、草地转化为林地增加 $1.7886\ 4 \times 10^7\text{ t}$ 及水域转变为耕地实现增加 $1.6309\ 5 \times 10^7\text{ t}$ 。此外,耕地与草地之间的转移面积较多,但两者的碳固持能力颇为接近,因此并没有对生态系统碳储量的平衡造成显著破坏。

### 3.4 生态系统碳储量脆弱性评估

利用公式测算1980—1990年、1990—2000年、

2000—2010 年和 2010—2020 年 4 个时段内渭河流域上游和下游土地利用变化对生态系统碳储量的影响情况,结果见表 6。可以发现,1980—2020 年渭河流域上游土地利用强度总体表现为下降趋势,区域碳储量整体增加。其中 1980—2000 年土地利用强度持续增加,2000—2020 年土地利用强度下降。与此同时,下游土地利用强度不断提高,碳储量总量减少。此外,上下游地区的 PI 指数变化趋势一致,1980—1990 年土地利用变化对生态系统碳储量为正向影响,其他时段均为负向影响,且负向影响程度越来越大。

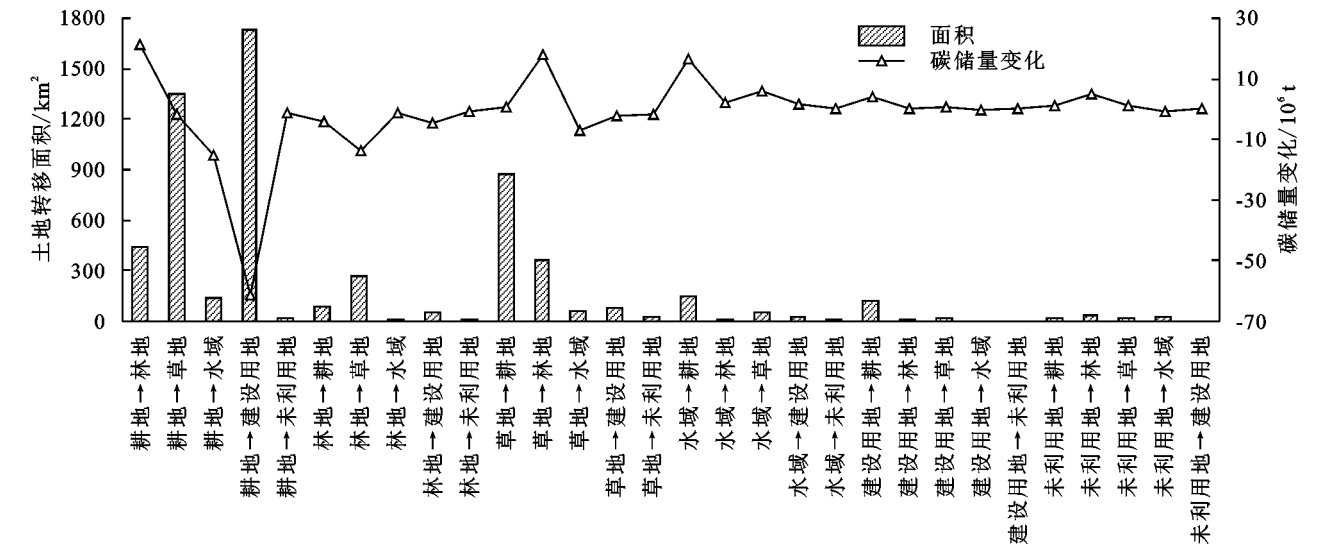


图 7 1980—2020 年渭河流域土地利用类型变化引起的碳储量变化

Fig. 7 Carbon storage changes caused by changes in land use types in the Wei River Basin from 1980 to 2020

表 6 渭河流域土地利用变化对生态系统碳储量的潜在影响

Table 6 Potential impact of land use change on ecosystem carbon storage in the Wei River Basin

年份	土地利用		土地利用		总碳储量/ $10^6$ t		碳储量变化/ $10^6$ t		PI/ $10^6$ t	
	强度指数		强度指数变化						上游	下游
	上游	下游	上游	下游	上游	下游	上游	下游		
1980	242.76	254.43	—	—	327.37	630.98	—	—	—	—
1990	242.84	254.61	0.08	0.18	327.83	631.19	0.46	0.21	5.75	1.17
2000	243.31	255.42	0.47	0.81	327.81	630.86	−0.02	−0.33	−0.04	−0.41
2010	241.93	257.15	−1.38	1.73	328.73	629.35	0.92	−1.51	−0.67	−0.87
2020	241.69	257.26	−0.25	0.11	328.13	626.34	0.60	−3.01	−2.40	−27.36

注:数据结果均四舍五入保留两位小数,其中负数表示减少或产生负面影响,“—”代表未发现。

4 讨论与结论

4.1 讨论

渭河流域流经地区大多位于关中平原城市群发展区,是陕—甘一带经济发展的核心区,在国家经济发展规划中具有重要地位。分析流域生态系统碳储量,对于评估其生态质量、发展区域低碳经济、促进经济与生态协调发展具有重要意义。

1980—2020 年渭河流域土地利用变化较为明显,其中 2000—2010 年出现耕地面积大幅下降、林地面积和建

表 5 1980—2020 年渭河流域不同土地利用类型碳储量

Table 5 Carbon storage of different land use types in the Wei River Basin from 1980 to 2020  $10^6$  t

土地利用类型	1980 年	1990 年	2000 年	2010 年	2020 年
耕地	397.1419	397.4356	395.0829	381.9901	371.4527
林地	257.0909	257.4615	258.4019	265.4712	263.3925
草地	283.6448	283.2693	281.7451	281.0093	286.2342
水域	0.0065	0.0060	0.0059	0.0059	0.0065
建设用地	19.7319	20.1054	22.8150	29.0836	32.7698
未利用地	0.7351	0.7444	0.6230	0.5233	0.6190

设用地面积突增的现象,分析其主要原因可能有两点:一是自 1999 年国家正式实施退耕还林工程,众多贫瘠、立地条件较差的农用地逐渐转变为林地,导致耕地减少、林地增多;二是自党的十五大提出进入 21 世纪第一个 10 年的国内生产总值要比 2000 年翻一番的目标后,各地区鼓励经济发展,市场经济活力旺盛,大力开发利用土地资源,由此建设用地面积增加。同时,研究发现近 40 年渭河流域土地利用转移主要表现为耕地向建设用地的转变,特别是在下游陕西段以西安为核心的关中地区,建设用地面积扩张迅速。这与国家对关中

平原城市群地区的发展定位紧密相关。近些年该区域形成了以西安市为主的都市核心区,GDP和投资额迅速增长,基础设施不断完善,城市化的快速发展和人口的集聚增加了对建设用地的需求。

近40年渭河流域生态系统总碳储量呈下降态势,除水域面积减少而其碳储量增加以外,其他土地利用类型的碳储量与面积变化保持高度吻合。其中建设用地碳储量的增长占总增加量的一半以上,占比达59.45%,这主要是由于建设用地面积的大幅度增长。然而建设用地大多是由耕地转变而来,由高碳密度值地类转变为低碳密度值地类,相当于发生了碳排放效应,由此导致生态系统总碳储量减少。因此,单一土地利用类型面积的扩张并不一定有利于总体碳汇能力的提升,由生物量碳密度较高的地类转变为低值地类时,将导致碳汇能力的降低,甚至可能使得区域成为“碳源”。此外,研究结果显示林地相比于其他土地利用类型具有更高的碳固持能力,这与 chuai<sup>[28]</sup>、Lin<sup>[29]</sup>、Wu<sup>[30]</sup>等的研究一致,表明森林植被覆盖率与碳汇能力可能呈现正相关关系。由此,未来可通过对森林进行间伐、抚育和改造,推进天然林分生态修复,根据“适地适绿”原则,乔灌木结合种植,增加植被覆盖率。同时合理禁牧、绿色施肥,提高土壤层碳密度,提升生态系统总碳储量。

渭河流域上下游土地利用变化对生态系统碳储量的脆弱性影响相似,1990—2020年3个时段的PI指数均为负,表明存在负向潜在影响。相比来看,下游地区生态系统更加脆弱。特别是在2010—2020年,其土地利用变化对碳储存服务的负面影响急剧增强。从土地利用强度和碳储量的变化情况来看,引起上下游地区生态系统脆弱性变化的内在原因并不相同。特别是在2000—2020年,上下游地区的土地利用程度综合指数变化相反,这并不代表两个区域的各种地类面积变化相反,如耕地面积同样减少、建设用地增加,而是由于不同分级指数地类变化的差异性所导致。总的来看,政府部门应加强对土地利用的合理规划,保障建设用地、耕地及林地和草地等生态用地的平衡发展,尽量减少因开发土地而带来对生态系统的干扰,提高生态系统稳定性。

本文利用InVEST模型测算了渭河流域近40年的碳储量,研究结果可以为制定流域生态保护政策和国土空间规划提供科学依据。但由于碳汇核算问题的复杂性,研究中还存在不足之处。一方面,区域碳密度数据的实测难度较大,由此研究中所使用的碳密度值来源于相关专家学者的研究成果,可能与地区实际情况存在一定偏差;另一方面,在模型计算中将碳密度值作为常量使用,即默认各地类碳密度值是长期

不变的,由此导致在对当地碳储量的时间变化分析中存在一定缺陷。需要指出的是,不同土地利用类型的碳密度受地区气温、降水等自然环境条件,抑或是受树种选择、放牧情况、管理水平等人为活动因素的影响是会发生变动的。因此,未来研究中应建立长期监测体系,利用科学合理的实地监测手段,建立各地区不同土层、不同植被、不同水源地的碳密度数据库,以此确保碳储量估算的准确性和科学性。

## 4.2 结论

(1) 1980—2020年渭河流域土地利用主要以耕地、林地和草地为主,三大地类的面积占到流域总面积的95%左右,总计在8万km<sup>2</sup>以上。期间渭河流域约7.01%的土地发生了转移,以耕地转为建设用地最多,约为1734.93 km<sup>2</sup>,土地利用情况始终为耕地>草地>林地>建设用地>水域>未利用地。(2) 1980—2020年,渭河流域碳储量累计减少3.876 4×10<sup>6</sup> t,耕地转变为建设用地是碳储量减少的主要因素。空间上总体呈现南部高、北部和中部相对较低的分布特征。(3) 耕地、林地和草地是渭河流域生态系统碳储量的主要来源,其他3类土地类型的总贡献率不足4%。(4) 1980—1990年渭河流域上下游土地利用变化对生态系统碳储量为正向影响,1990—2020年为负向影响,且负向影响越来越增大。相比而言,下游地区生态系统碳储量更为脆弱。

## 参考文献(References):

- [1] Zaehle S, Bondeau A, Carter T R, et al. Projected changes in terrestrial carbon storage in Europe under climate and land-use change, 1990—2100[J]. *Ecosystems*, 2007,10(3):380-401.
- [2] Hu Y B, Zhang Q, Hu S J, et al. Research progress and prospects of ecosystem carbon sequestration under climate change (1992—2022)[J]. *Ecological Indicators*, 2022,145:109656.
- [3] Lal R. Carbon sequestration[J]. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 2008,363(1492):815-830.
- [4] Yang H, Huang J L, Liu D F. Linking climate change and socioeconomic development to urban land use simulation: Analysis of their concurrent effects on carbon storage[J]. *Applied Geography*, 2020,115:102135.
- [5] 向书江,张骞,王丹,等.近20年重庆市主城区碳储量对土地利用/覆被变化的响应及脆弱性分析[J]. *自然资源学报*, 2022,37(5):1198-1213.  
Xiang S J, Zhang Q, Wang D, et al. Response and vulnerability analysis of carbon storage to LUCC in the main urban area of Chongqing during 2000—2020[J]. *Journal of Natural Resources*, 2022,37(5):1198-1213.
- [6] 卿苗,赵军,冯超,等.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[J]. *生态学报*,



- 2022,42(23):9525-9536.
- Qing M, Zhao J, Feng C, et al. Response of ecosystem carbon storage service to land-use change in Shiyang River Basin from 1980 to 2030[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2022,42(23):9525-9536.
- [7] Baumann M, Gasparri I, Piquer-Rodríguez M, et al. Carbon emissions from agricultural expansion and intensification in the Chaco[J]. *Global Change Biology*, 2017,23(5):1902-1916.
- [8] 马晓哲,王铮.土地利用变化对区域碳源汇的影响研究进展[J].*生态学报*,2015,35(17):5898-5907.
- Ma X Z, Wang Z. Progress in the study on the impact of land-use change on regional carbon sources and sinks[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2015,35(17):5898-5907.
- [9] Hobbs T J, Neumann C R, Meyer W S, et al. Models of reforestation productivity and carbon sequestration for land use and climate change adaptation planning in South Australia[J]. *Journal of Environmental Management*, 2016,181:279-288.
- [10] 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[J].*自然资源学报*, 2022,37(5):1214-1232.
- Wang T F, Gong Z W, Deng Y J. Identification of priority areas for improving quality and efficiency of vegetation carbon sinks in Shaanxi Province based on land use change[J]. *Journal of Natural Resources*, 2022,37(5):1214-1232.
- [11] Zhao J F, Ma J Y, Hou M T, et al. Spatial-temporal variations of carbon storage of the global forest ecosystem under future climate change[J]. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 2020,25(4):603-624.
- [12] 卫泽柱,董斌,许海峰,等.鄱阳湖地区典型湿地碳储量时空演变与情景预测[J].*水土保持通报*,2023,43(3):290-300.
- Wei Z Z, Dong B, Xu H F, et al. Spatio-temporal evolution and scenario prediction of carbon storage in typical wetlands in Poyang Lake region[J]. *Bulletin of Soil and Water Conservation*, 2023,43(3):290-300.
- [13] 张琛悦,赵霞,辛玉春,等.青海省草地生态系统碳储量及其分布特征[J].*北京师范大学学报:自然科学版*, 2022,58(2):286-292.
- Zhang C Y, Zhao X, Xin Y C, et al. Carbon storage and distribution of grassland ecosystems in Qinghai Province[J]. *Journal of Beijing Normal University: Natural Science*, 2022,58(2):286-292.
- [14] Kiran Kumara T M, Pal S, Chand P, et al. Carbon sequestration potential of sustainable agricultural practices to mitigate climate change in Indian agriculture: A meta-analysis [J]. *Sustainable Production and Consumption*, 2023,35:697-708.
- [15] Liu B J, Zhang L, Lu F, et al. Methodology for accounting the net mitigation of China's ecological restoration projects (CANM-EP)[J]. *MethodsX*, 2019,6:1753-1773.
- [16] Potter C S, Randerson J T, Field C B, et al. Terrestrial ecosystem production: A process model based on global satellite and surface data[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 1993,7(4):811-841.
- [17] 王奕淇,李国平.基于能值拓展的流域生态外溢价值补偿研究:以渭河流域上游为例[J].*中国人口·资源与环境*,2016,26(11):69-75.
- Wang Y Q, Li G P. Study of watershed spillover ecological value compensation based on expansion emergy: A case of Weihe Watershed Upstream [J]. *China Population, Resources and Environment*, 2016,26(11):69-75.
- [18] 倪琪.基于公众参与和逐级协商的跨区域流域生态补偿机制研究:以渭河流域为例[D].陕西杨凌:西北农林科技大学,2021.
- Ni Q. Transboundary River Basin Ecological Compensation Mechanism Based on Public Participation and Gradual Negotiation [D]. Yangling, Shaanxi: Northwest A&F University, 2021.
- [19] 穆兴民,赵广举,高鹏,等.黄土高原水沙变化新格局[M].北京:科学出版社,2019.
- Mu X M, Zhao G J, Gao P, et al. A New Pattern of Water and Sediment Changes in the Loess Plateau[M]. Beijing: Science Press, 2019.
- [20] 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[J].*中国生态农业学报(中英文)*,2021,29(6):1018-1029.
- Yang J, Xie B P, Zhang D G. Spatio-temporal evolution of carbon stocks in the Yellow River Basin based on InVEST and CA-Markov models[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2021,29(6):1018-1029.
- [21] 解宪丽,孙波,周慧珍,等.中国土壤有机碳密度和储量的估算与空间分布分析[J].*土壤学报*,2004,(01):35-43.
- Xie X L, Sun B, Zhou H Z, et al. Organic carbon density and storage in soils of China and spatial analysis[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2004,(01):35-43.
- [22] 刘孟竹,王彦芳,裴宏伟.退耕还林(草)背景下中国北方农牧交错带土地利用及碳储量变化[J].*中国沙漠*, 2021,41(1):174-182.
- Liu M Z, Wang Y F, Pei H W. The changes of land use and carbon storage in the northern farming-pastoral ecotone under the background of returning farmland to forest(grass)[J]. *Journal of Desert Research*, 2021,41(1):174-182.
- [23] Alam S A, Starr M, Clark B J F. Tree biomass and soil organic carbon densities across the Sudanese woodland savannah: A regional carbon sequestration study[J]. *Journal of Arid Environments*, 2013,89:67-76.

- improvement in engineering properties of geomaterials by microbial-induced calcite precipitation[J]. *Rock and Soil Mechanics*, 2019, 40(7): 2525-2546.
- [14] 周惠. 脲酶驱动不同晶型碳酸钙微纳米颗粒的制备[D]. 辽宁大连: 大连理工大学, 2021.  
Zhou H. Urease-Driven Preparation of Calcium Carbonate Micro-Nanoparticles with Different Polymorphs [D]. Dalian, Liaoning: Dalian University of Technology, 2021.
- [15] 翁诗甫. 傅里叶变换红外光谱分析[M]. 2 版. 北京: 化学工业出版社, 2010.  
Weng S F. Fourier Transform Infrared Spectrum Analysis [M]. 2nd ed. Beijing: Chemical Industry Press, 2010.
- [16] 陈慧佳, 张慧卿, 冯莹, 等. 海洋产脲酶细菌的筛选及诱导形成碳酸钙矿物的特征[J]. *现代地质*, 2022, 36(1): 212-220.  
Chen H J, Zhang H Q, Feng Y, et al. Screening of marine urease-producing bacteria and characterization of their produced calcium carbonate minerals [J]. *Geoscience*, 2022, 36(1): 212-220.
- [17] 代娟娟, 张玥. “一步法”合成改性纳米碳酸钙及表征[J]. *现代化工*, 2011, 31(S1): 228-231.  
Dai J J, Zhang Y. One-step synthesis and characterization of modification  $\text{CaCO}_3$  nanoparticles by one-step method[J]. *Modern Chemical Industry*, 2011, 31(S1): 228-231.
- [18] 夏静芬, 钱国英, 陈亮, 等. 珍珠粉和贝壳粉的化学成分和结构特征分析[J]. *化学研究与应用*, 2010, 22(11): 1467-1471.  
Xia J F, Qian G Y, Chen L, et al. Analysis of chemical composition and structure characteristics of pearl and conch powders [J]. *Chemical Research and Application*, 2010, 22(11): 1467-1471.
- [19] Zhan Q W, Yu X N, Pan Z H, et al. Microbial-induced synthesis of calcite based on carbon dioxide capture and its cementing mechanism [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2021, 278: 123398.
- [20] Saraya M E, Abdel Latif, Rokbaa H H. Preparation of vaterite calcium carbonate in the form of spherical nano-size particles with the aid of polycarboxylate superplasticizer as a capping agent [J]. *Science and Education*, 2016, 4(2): 44-51.
- [21] Luo J, Kong F T, Ma X S. Role of aspartic acid in the synthesis of spherical vaterite by the  $\text{Ca}(\text{OH})_2\text{-CO}_2$  reaction[J]. *Crystal Growth & Design*, 2016, 16(2): 728-736.
- [22] Pei Y Y, An Q D, Xiao Z Y, et al. Biomass-based carbon beads with a tailored hierarchical structure and surface chemistry for efficient batch and column uptake of methylene blue[J]. *Research on Chemical Intermediates*, 2018, 44(4): 2867-2887.
- [23] 钟佳佳. 生物大分子调控磷酸钙/碳酸钙的生长及其结晶[D]. 上海: 复旦大学, 2014.  
Zhong J J. Growth and Crystallization of Calcium Phosphate and Calcium Carbonate Mediated by Biomacromolecules[D]. Shanghai: Fudan University, 2014.

(上接第 260 页)

- [24] Giardina C P, Ryan M G. Evidence that decomposition rates of organic carbon in mineral soil do not vary with temperature[J]. *Nature*, 2000, 404(6780): 858-861.
- [25] 陈光水, 杨玉盛, 刘乐中, 等. 森林地下碳分配(TBCA)研究进展[J]. *亚热带资源与环境学报*, 2007, (01): 34-42.  
Chen G S, Yang Y S, Liu L Z, et al. Research review on total belowground carbon allocation in forest ecosystems[J]. *Journal of Subtropical Resources and Environment*, 2007, (01): 34-42.
- [26] 王佳丽, 黄贤金, 陆汝成, 等. 区域生态系统服务对土地利用变化的脆弱性评估: 以江苏省环太湖地区碳储量为例[J]. *自然资源学报*, 2010, 25(4): 556-563.  
Wang J L, Huang X J, Lu R C, et al. Assessment on the vulnerability of ecosystem services to land use change: A case study of carbon stock of Taihu Lake district in Jiangsu Province [J]. *Journal of Natural Resources*, 2010, 25(4): 556-563.
- [27] 王思远, 张增祥, 周全斌, 等. 基于遥感与 GIS 技术的土地利用时空特征研究[J]. *遥感学报*, 2002, (03): 223-228.  
Wang S Y, Zhang Z X, Zhou Q B, et al. Study on spatial-temporal features of land use/land cover change based on technologies of RS and GIS [J]. *Journal of Remote Sensing*, 2002, (03): 223-228.
- [28] Chuai X W, Huang X J, Lai L, et al. Land use structure optimization based on carbon storage in several regional terrestrial ecosystems across China[J]. *Environmental Science & Policy*, 2013, 25: 50-61.
- [29] Lin B Q, Li J L. Transformation of China's energy structure under environmental governance constraints: A peak value analysis of coal and carbon dioxide[J]. *Social Sciences in China*, 2015, 9: 84-107.
- [30] Wu Y Z, Shen J H, Zhang X L, et al. The impact of urbanization on carbon emissions in developing countries: A Chinese study based on the U-Kaya method [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2016, 135: 589-603.