DOI: 10.11929/j.swfu.202311008
引文格式：游桂璇, 王沛然, 曹嘉铄, 等. 资源型城市土地利用和生态系统服务功能的时空变化与耦合效应分析 [J]. 西南林业大学学报（自然科学）, 2024, 44(6): 1–11.

资源型城市土地利用和生态系统服务功能的时空变化与耦合效应分析

游桂璇[1,2]　王沛然[1,2]　曹嘉铄[3]　胡远东[1,2,4]

（1. 东北林业大学园林学院，黑龙江 哈尔滨 150040；2. 黑龙江省寒地园林植物种质资源开发与景观生态修复重点实验室，黑龙江 哈尔滨 150040；3. 北京林业大学生态与自然保护学院，北京 100083；4. 西安建筑科技大学干旱区半干旱区生态科学与工程研究院，陕西 西安 710055）

摘要：基于 1990 年、2000 年、2010 年、2020 年 4 期土地利用数据，利用 InVEST 模型模拟了大庆市 4 种生态系统服务功能（碳储存、产水量、土壤保持和生境质量）的变化，并对生态系统服务之间的权衡与协同关系进行评估。结果表明：在 1990—2020 年大庆市草地面积呈减少的趋势，建设用地的面积不断增加；4 种生态服务功能均有先降低再增高的变化趋势，其中土壤保持和产水量变化幅度较大；产水量与其他三种生态系统服务功能之间呈现“权衡”关系，碳储存、生境质量和土壤保持之间存在“协同”关系；林地和水域面积的提升可以提高碳储存和生境质量，各土地利用类型的占比对产水量和土壤保持两种生态系统服务功能影响很小。研究结果对制定合理的土地利用政策，以及提高生态系统服务功能具有一定的积极作用。

关键词：土地利用；生态系统服务；时空演变；耦合效应；InVEST 模型；大庆市

中图分类号：X171　　**文献标志码：**A　　**文章编号：**2095−1914(2024)06−0001−11

Evaluation and Complex Relations Analysis of Ecosystem Services Based on Spatial-temporal Evolution of Land Use in a Resource-based City

You Guixuan[1,2], Wang Peiran[1,2], Cao Jiashuo[3], Hu Yuandong[1,2,4]

(1. School of Landscape Architecture, Northeast Forestry University, Harbin Heilongjiang 150040, China; 2. Key Laboratory of Germplasm Resources Development and Landscape Ecological Restoration of Cold Landscape Plants in Heilongjiang Province, Harbin Heilongjiang 150040, China; 3. School of Ecology and Nature Conservation, Beijing Forestry University, Beijing 100083, China; 4. Institute of Ecological Science and Engineering in Arid and Semi arid Areas, Xi'an University of Architecture and Technology, Xi'an Shaanxi 710055, China)

Abstract: In order toreveal the changing characteristics and trends of land use and ecosystem services in Daqing, a typical resource-based city, from 1990 to 2020, and provide typical cases and theoretical support for the transformation of resource-based cities.Based on four periods of land use data in 1990, 2000, 2010 and 2020, the InVEST model was used to simulate the changes in four ecosystem service functions (carbon storage, water yield, soil conservation, and habitat quality) in Daqing and relationships of the trade-offs and synergistic among ecosys-

收稿日期：2023−11−02；**修回日期：**2024−01−12
基金项目：黑龙江省重点研发计划项目（GZ20220117）资助。
第 1 作者：游桂璇（1997—），女，硕士研究生。研究方向：风景园林规划与设计。Email: youkaisuan@163.com。
通信作者：胡远东（1977—），男，博士，副教授。研究方向：风景园林规划与设计、城市生态与生态设计、城市生物多样性。Email: huyuandong@nefu.edu.cn。

tem services were evaluated.The research results indicate that during the period of 1990-2020, the area of grassland in Daqing showed a decreasing trend, while the area of construction land continued to increase; All four ecosystem services showed a trend of decreasing first and then increasing, with soil conservation and water yield showing larger changes; there was a "trade-off" relationship between water yield and the other three ecosystem services; with a synergistic relationship between carbon storage, habitat quality, and soil conservation. the enhancement of forested land and water area can improve habitat quality and carbon storage, and the correlation between the two ecosystem services, namely water yield and soil conservation, and the proportion of land use types is weak. The research results have a certain positive effect on formulating reasonable land use policies and improving ecosystem service functions.

Key words: land use; ecosystem services; spatial-temporal evolution; coupling relationship; InVEST model; Daqing City

生态系统服务直接或间接为人类生产和生活提供各种物质和非物质产品，并且对人类福祉具有重要意义[1]。研究表明，在全球范围内至少有三分之二的生态系统服务目前正在减少，而且这一趋势在未来几十年可能会加剧[2]，生态系统服务的降低会导致气候变化等一系列生态问题[3]。由于生态系统服务对于维持人类健康发展的重要性，近年来关于生态系统服务的研究持续增加，更多的学者关注到生态系统服务的评估[4]。InVEST 模型是当前广泛应用于生态系统服务功能评估的模型之一，能够帮助评估和理解生态系统服务功能在不同地区的变化和空间分布[5]。土地利用是影响生态系统服务的主要因素之一，生态系统服务的提供能力与土地利用方式和土地覆被的空间分布直接相关，土地利用的变化在很大程度上影响着生态系统的结构和功能，从而对生态系统服务的提供产生影响[6]，研究表明，土地覆被的巨大改变是生态系统退化的主要驱动因子[7]。因此，探究土地利用变化与生态系统服务的关系对生态系统管理非常重要[8]。此外，多种因素导致了不同生态系统服务间较为复杂的权衡/协同关系[9]，一些生态系统服务的提高可能会引起其他服务的降低[10]。因此，更好地理解生态系统服务变化的机制、协调生态系统服务之间的关系，有利于做出准确和可持续的决策，对生态系统的可持续管理具有重要意义[11]。

资源型城市通常以自然资源的开发和加工为主导产业，长期以来，资源型城市在经济发展方面发挥了重要作用[12]，但随着不可再生资源的枯竭，资源型城市面临着巨大的生存和发展压力，城市发展模式亟待转型[13]。资源型城市地表覆被变化剧烈，其发展面临着严重的环境污染、土地破坏、地质灾害等生态环境问题，严重制约了其转型与可持续发展。对资源型城市土地利用和生态服务的演变与相互关系进行研究，从而实现对其用地模式的有效调整，具有重要的现实意义，但当前针对资源型城市的生态系统服务的研究相对不足。大庆市是我国资源型城市的典型代表，本研究以大庆市为例，基于对 1990—2020 年土地利用变化的分析，对碳储存、产水量、土壤保持和生境质量 4 种生态系统服务功能进行模拟，并分析它们的的变化特征及趋势，探讨它们之间的关系以及土地利用变化对生态系统服务功能的影响，为大庆市土地资源规划利用和生态环境保护提供参考依据。

1 研究区概况

大庆市位于黑龙江省西部，总面积 212.19 万 hm^2，辖四县五区。属于中温带大陆性半干旱、半湿润季风气候，年均降水量 400 ~ 450 mm。松花江和嫩江沿该地区南部和西部流过，形成多个湖泊和沼泽；大庆自然植被主要包括草甸草原、低地盐化草甸和沼泽。大庆市是典型的石油资源型城市，油气资源十分丰富。1959 年 9 月 26 日，“松基三号井”首次开采出工业石油，标志着大庆油田的诞生，1960—2001 年，大庆市依油而兴，从油田建设发展为城市的建设，2002 年以后，大庆油田原油产量下降，并逐步调整城市化布局，转变发展模式。

2 研究方法

2.1 生态系统服务功能评估

生态系统服务和权衡的综合评估（InVEST）模型将土地覆被数据与生物物理模型相结合，可

以直观量化空间上不同的生态服务功能，有较强的适用性[5]。本研究选取碳储存、产水量、土壤保持和生境质量 4 项生态系统服务利用 InVEST 模型进行模拟。

1）碳储存。采用 InVEST 模型中的碳储存模块对碳储量进行量化评估[14]。计算公式为：

$$C_t = C_a + C_b + C_s + C_d \tag{1}$$

式中：C_t为总碳储存量，C_a为地上生物碳储存量；C_b为地下生物碳储存量；C_s为土壤碳储备量；C_d为死亡有机物中的碳储备量。

2）产水量。使用 InVEST 模型中产水模块来估算研究区的产水量[15]。计算公式为：

$$Y(x) = \left[1 - \frac{\mathrm{AET}(x)}{P(x)}\right] P(x) \tag{2}$$

式中：$Y(x)$表示栅格 x的年产水量，$\mathrm{AET}(x)$为 x 的年实际蒸散量，$P(x)$为年降雨量。

3）土壤保持。选取 InVEST 模型的泥沙输移比模块定量评估土壤保持服务[16]，计算公式如下：

$$\mathrm{SC}_i = \mathrm{RKLS}_i - \mathrm{USLE}_i \tag{3}$$

$$\mathrm{RKLS}_i = R_i \times K_i \times \mathrm{LS}_i \tag{4}$$

$$\mathrm{USLE}_i = R_i \times K_i \times \mathrm{LS}_i \times C_i \times P_i \tag{5}$$

式中：SC_i表示年土壤保持量，RKLS_i表示年土壤潜在侵蚀量，USLE_i表示年土壤实际侵蚀量，K_i表示土壤可蚀性因子，R_i表示降雨侵蚀力因子，C_i表示植被覆盖因子，LS_i表示坡度-坡长因子，P_i表示土壤保持措施因子。

4）生境质量。采用 InVEST 模型中生境质量模块来计算生境质量[17]。主要计算公式如下：

$$Q_{xj} = H_j \left[1 - \left(\frac{D_{xy}^Z}{D_{xy}^Z + k^z}\right)\right] \tag{6}$$

$$D_{xj} = \sum_{r=1}^{R} \sum_{y=1}^{Y_r} \left(\frac{W_r}{\sum_{r=1}^{R} W_r}\right) r_y i_{rxy} \beta_x S_{jr} \tag{7}$$

式中：j是土地利用类型，x是栅格单元，Q_{xj}表示生境质量；H_j表示生境适宜度；D_{xy}^Z表示生境胁迫水平。r为威胁源，R为威胁源个数；Y_r表示威胁因子所占栅格单元总数；W_r表示威胁因子的归一化权重；β_x表示栅格单元的可达性水平；i_{rxy}表示胁迫作用，公式如下：

$$i_{rxy} = 1 - \left(\frac{d_{xy}}{d_{r\max}}\right) \text{（线性衰减）} \tag{8}$$

$$i_{rxy} = \exp\left[-\left(\frac{2.99}{d_{r\max}}\right) d_{xy}\right] \text{（指数衰减）} \tag{9}$$

式中：d_{xy}为栅格单元 x和 y之间的直线距离；$d_{r\max}$表示威胁因子的最大影响距离。

5）数据来源及参数选择。研究所需的数据及参数来源见表 1 ~ 3。

表 1　数据来源

Table 1　Data Source

数据类型	数据来源
数字高程模型	中国科学院地理空间数据云平台（http://wwwgscloud.cn）
年平均降水	中国科学院资源环境科学数据服务中心（http://www.resdc.cn）
土地利用/覆被	中国科学院资源环境科学数据服务中心（http://www.resdc.cn）
年平均参考蒸散量	国家青藏高原科学数据中心（http://data.tpdc.ac.cn）中国1 km逐月潜在蒸散发数据集（1990—2020）
植物可用含水量	根据世界土壤数据库（HWSD）的中国土壤数据集（v1.1）中的AWC_CLASS数据（https://www.fao.org）和文献[18]计算
土壤最大根茎深度	世界土壤数据库（HWSD）的中国土壤数据集（v1.1）中的REF_DEPTH数据（https://www.fao.org）
降雨侵蚀力因子	根据年平均降水量和文献[19]计算
土壤可蚀性因子	根据中国土壤类型空间分布数据（http://www.resdc.cn）和文献[20]计算

表 2　主要参数来源

Table 2　Sources of main parameters

参数	来源或参考
植物蒸散系数（Kc）	根据文献[21]和InVEST用户指南确定
地上生物量的碳密度（C_above）	2010s中国陆地生态系统碳密度数据集（http://www.nesdc.org.cn）
地下生物量的碳密度（C_below）	2010s中国陆地生态系统碳密度数据集（http://www.nesdc.org.cn）
土壤中的碳密度（C_soil）	2010s中国陆地生态系统碳密度数据集（http://www.nesdc.org.cn）
死亡有机物中的碳密度（C_dead）	参考文献[22]
威胁源的影响范围及其权重、生境类型对威胁的敏感性参数、生境适宜度参数	参考文献[23]

表3 主要参数设置

Table 3 Main parameter settings

土地利用类型	Kc	root_depth	c_above	c_below	c_soil	c_dead	生境适宜度
耕地	0.60	700	4.53	0.91	107.26	9.82	0.5
林地	1.00	7000	39.44	8.36	109.85	14.11	1.0
草地	0.65	2000	2.17	1.63	43.40	7.28	0.8
水体	1.00	1000	5.50	1.39	172.09	0	0.9
建设用地	0.30	500	0	0	60.00	0	0
未利用地	0.20	10	0.50	0.76	21.41	0	0.3

2.2 权衡与协同关系研究

2.2.1 相关性分析

相关性分析通常用于分析变量之间的相关关系。基于ArcGIS平台建立2 km × 2 km的网格，并利用空间统计工具来计算每一个网格的生态系统服务功能量，使用SPSS软件对四种生态系统服务进行Person相关性分析，若两个生态系统服务间的相关系数在0.01水平上显著且该系数为负值，则该对生态系统服务之间存在权衡关系；反之，若通过显著性检验且系数为正值，则是协同关系。

2.2.2 双变量空间自相关分析

空间局部自相关可以衡量局部邻近研究单元之间某一属性的关联程度，偏重于显示局部的变化和差异。双变量局部自相关模型的计算方式如下所示：

$$I_{ij} = Q_i^m \sum_{j=1}^{n} (w_{ij} Q_j^z) \tag{10}$$

$$Q_i^m = \frac{y_i^m - \bar{y}_m}{\sigma_m} \tag{11}$$

$$Q_j^z = \frac{y_j^z - \bar{y}_z}{\sigma_z} \tag{12}$$

式中：n为格网单元个数；i和j为格网单元；m和z为属性；w_{ij}为空间权重；y_i^m、y_j^z属性值；$\bar{y}_m$、$\bar{y}_z$为平均值；I_{ij}为局部双变量空间自相关指数；σ_m、σ_z表示方差。I的取值范围是[−1,1]，若I等于0，则说明没有显现出权衡或协同关系；若I大于0且越大，说明生态系统服务之间的协同关系越显著；若I小于0且越小，则说明两者的权衡关系越显著。

为了探究大庆市生态系统服务之间在空间格局上的权衡—协同关系，采用2 km × 2 km为单元的划分，利用Geoda软件计算I_{ij}值得到LISA聚类图，其中高高集聚和低低集聚区域表示协同关系的区域，高低集聚和低高集聚表示权衡关系。

2.2.3 土地利用变化对生态服务功能的影响

基于回归系数的方法，对研究区土地利用变化和生态服务功能变化之间的关系进行定量研究。统计了4个年份（1990、2000、2010、2020年）5 km × 5 km的正方形网格单元的不同土地利用类型面积的占比和各生态服务功能值，分别将各生态服务功能值及其对应的土地利用类型面积的占比进行多元逐步线性回归分析。

3 结果与分析

3.1 土地利用变化轨迹

由表4和图1可知，1990年大庆市的耕地和草地面积最大，分别占比36.1%和22.0%，未利用地和水域紧随其后，建设用地和林地面积最少。耕地面积在1990—2010年逐步上升，主要由草地转化而来，在2010—2020年略有减少，主要转化为草地，耕地与其他土地利用类型也转换频繁，但面积比例不大。1990—2020年，草地面积的变化呈波动减少的趋势，尤其在1990—2000年面积下降的速度最快，主要是与耕地和未利用地的相互转化，到2020年草地面积占比仅为18.6%。未利用地的面积变化呈先增加后减少的趋势，变化主要来自与水域和草地的相互转化。水域的面积变化呈先减少后上升的趋势，其变化幅度在各用地类型中最高，从1990年占比15.0%下降到2020年占比10.6%。林地面积呈上升、降低再上升的波动变化趋势，变化幅度较小。建设用地的比重在30年间不断上升，且在2000—2010年增加较快，主要由耕地转换而来。

表 4　1990—2020 年研究区土地利用结构表

Table 4　Land use structure in the study area, 1990-2020

土地利用类型	1990年		2000年		2010年		2020年	
	面积/hm²	比例/%	面积/hm²	比例/%	面积/hm²	比例/%	面积/hm²	比例/%
耕地	765 965.52	36.14	854 029.17	40.30	897 664.59	42.35	879 705.81	41.51
林地	67 057.11	3.16	71 939.25	3.39	66 213.90	3.12	70 141.95	3.31
草地	465 863.13	21.98	395 993.79	18.68	398 955.87	18.82	393 834.69	18.58
水域	318 761.37	15.04	285 953.04	13.49	174 046.77	8.21	224 642.61	10.60
建设用地	77 884.20	3.67	80 043.39	3.78	86 671.17	4.09	87 601.68	4.13
未利用地	423 852.75	19.99	431 409.87	20.36	495 839.25	23.40	463 465.08	21.87

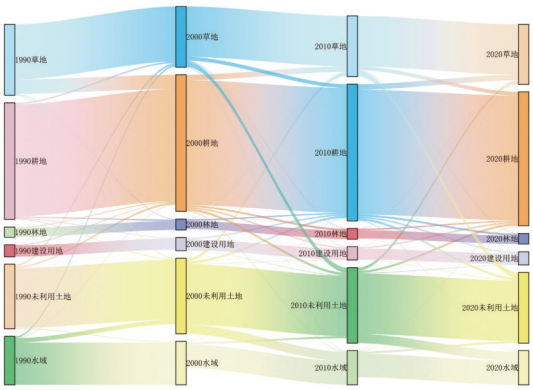

图 1　1990—2020 年土地利用转移变化桑基图

Fig. 1　Sankey diagram of land-use transfer changes, 1990-2020

3.2　生态系统服务功能变化轨迹

从损益变化情况分析（表 5）可知，1990—2020 年 4 种生态系统服务功能量均有增减变化。其中，碳储存在 30 a 间，从 1990 年的 1.99×10^8 t 增加到 2000 年的 2.02×10^8 t，再减少至 2010 年的 1.89×10^8 t，最后增加至 2020 年 1.95×10^8 t，增减转换频繁但每个时期的增减转换数值变化小；生境质量在 1990—2010 年不断降低，由 1990 年的 0.58 降至 2010 年的 0.54，在 2010—2020 年略有提高；土壤保持和产水量在 30 年间均是先降低后上升，呈“U”型变化趋势，都在 1990 年最高、2000 年最低。整体来看，30 年间大庆市的碳储量和生境质量相对平稳，土壤保持和产水量的变化较大。

从生态系统服务空间分布（图 2）来看，碳储存的高值主要呈块状分布在嫩江及西部水域，低值区主要呈片状分布在大庆市西北部。产水量的分布整体呈东高西低的格局，高值零散分布在东部的草地区域，低值成片分布在西部。土壤保持的空间分布较为均衡，生境质量高值主要分布在西部的水域和草地区域，低值区分布在东北部的建设用地区域。

从生态系统服务变化率的空间分布（图 3）分析可知，在 1990—2000 年 4 种生态系统服务在大部分区域是处于减少状态，只有零星区域是增益的，尤其是产水量的削弱是大面积、高程度的。在 2000—2020 年碳储存和生境质量依然在大部分区域存在损减状态，碳储存的损减率高于生境质量，生境质量的损减率在大部分区域是逐渐减小的；而产水量在这两个时段则出现增益区域和损减区域相交错的形态，整体增益区域占比更大；土壤保持基本上是增益的状态，大部分区域增益率为 0 ~ 0.5，也存在零星区域是减损的。从整个研究时段来看，碳储存的增益区主要是草地向耕地转化的区域，产水量的增益区主要分布在草地转化为耕地和未利用地转化为草地的区域，土壤保持的增益区主要分布在未利用地向草地和耕地转化的区域，生境质量的增益区主要在未利用地转化为草地的区域。

表 5　1990—2020 年研究区各生态系统服务功能变化

Table 5　Changes in ecosystem service functions in the study area from 1990 to 2020

年份	碳储量/t	平均生境质量	土壤保持/t	产水量/m³
1990	1.99×10^8	0.58	1.38×10^6	2.76×10^9
2000	2.02×10^8	0.56	0.67×10^6	0.90×10^9
2010	1.89×10^8	0.54	0.89×10^6	1.70×10^9
2020	1.95×10^8	0.55	1.25×10^6	2.73×10^9

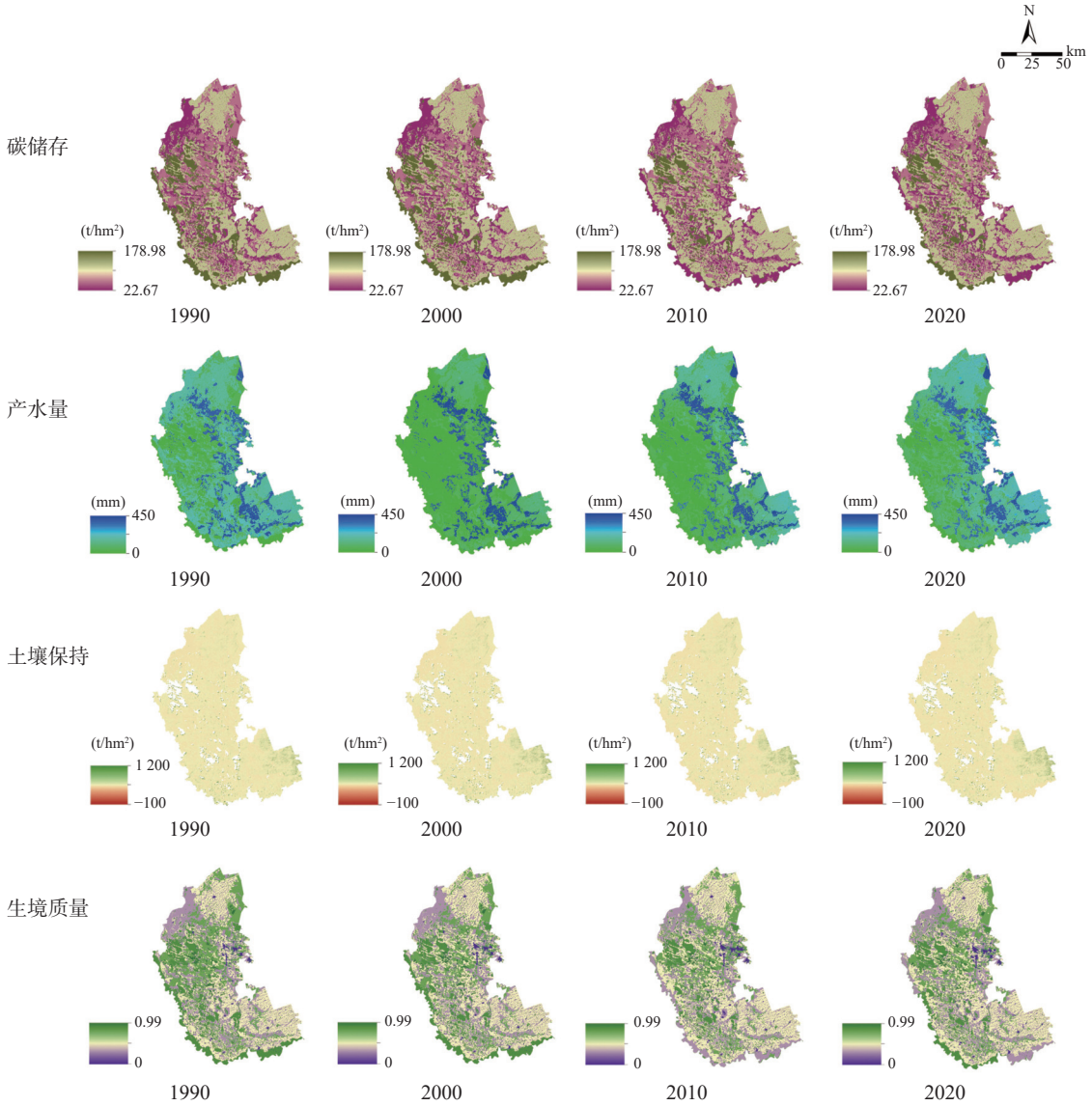

图 2 1990—2020 年 4 种生态系统服务空间分布

Fig. 2 Spatial distribution of four ecosystem services, 1990-2020

3.3 生态系统服务权衡与协同关系

3.3.1 生态系统服务的相关分析

由 4 种生态系统服务的相关系数可知（表 6），产水量与其他 3 种生态系统服务之间存在负相关，总体上呈微弱的权衡关系，即产水量的增加可能会导致碳储存、生境质量、土壤保持量的降低。其中，产水量与土壤保持除 1990 年以外，其他年份的结果均不显著；产水量与碳储存之间的权衡关系在 1990—2020 年逐渐减弱。碳储存、生境质量和土壤保持之间具有一定的正相关性，为协同关系。其中，碳储存与土壤保持在 30 a 间的协同关系呈先上升再下降的趋势，在 2010 年达到最大值 0.102；生境质量与土壤保持之间的协同关系呈缓慢上升的趋势，相关值最大值为 2020 年的 0.043，最小值为 1990 年的 0.035；碳储存与生境质量的协同关系在 1990 年最强，相关系数为 0.454，在 2010 年不显著。

3.3.2 生态系统服务权衡—协同关系的空间表达

通过分析 4 种生态系统服务局部 LISA 图（图 4），在权衡与协同关系的显著性方面，碳储存与土壤保持、生境质量与土壤保持约 70% 的区域分析结果为不显著，其他几对生态系统服务的分析结果约 50% 的区域具有显著性。通过分析空间格局，发现生态系统服务之间的权衡与协同关系在整体上呈现较为分散的空间分布。碳储存–生境质量的协同关系主要表现在西部和南部的

嫩江沿岸以及西北部，权衡区域相对较少且分散；碳储存—土壤保持的协同关系主要表现在西北部，较分散，权衡区域分布很少；碳储存—产水量的权衡与协同区域相间分布，权衡区域面积多于协同区域；生境质量与土壤保持之间的权衡与协同关系在空间分布上并没有明显的集聚特征；生境质量—产水量的协同区域主要在中西部，权衡区域零星分布；土壤保持—产水量的协同区域主要在西部，权衡关系主要表现在东部。

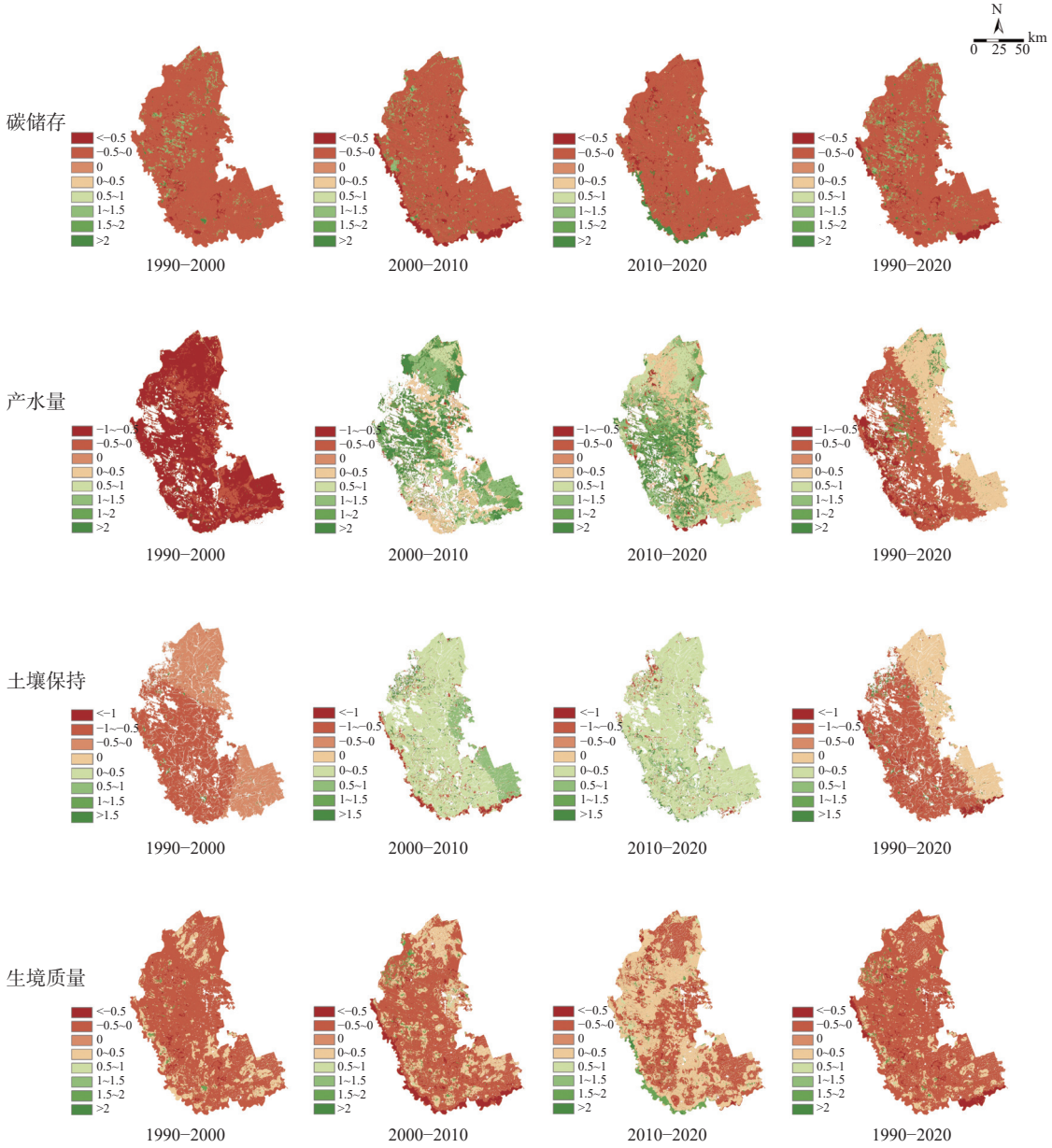

图 3　1990—2020 年生态系统服务变化率空间分布

Fig. 3　Spatial distribution of rates of change in ecosystem services, 1990-2020

3.4　土地利用变化对生态系统服务功能的影响

从生态系统服务功能与土地利用类型占比的回归系数分析（表 7），林地和水域的面积的提升可以提高生境质量，同时增加大庆地区的碳储存量。耕地面积的比重与碳储存呈正相关，但与生境质量呈负相关，草地与之相反。建设用地面积的占比对碳储存和生境质量两种生态系统服务功能均有不同程度的负面影响。另外，产水量和土壤保持两种生态系统服务功能和土地利用类型的占比的相关性不大。

表 6 1990—2020 年大庆市生态系统服务的 Pearson 相关系数

Table 6 Pearson correlation coefficients of ecosystem services in Daqing City, 1990-2020

指标	年份	碳储存	生境质量	土壤保持	产水量
碳储存	1990	—	0.454**	0.049**	−0.234**
	2000	—	0.064**	0.095**	−0.071**
	2010	—	0.014	0.102**	−0.056**
	2020	—	0.065**	0.095**	−0.054**
生境质量	1990	—	—	0.035*	−0.370**
	2000	—	—	0.038*	−0.026
	2010	—	—	0.041*	−0.067**
	2020	—	—	0.043*	−0.089**
土壤保持	1990	—	—	—	−0.035*
	2000	—	—	—	−0.013
	2010	—	—	—	−0.009
	2020	—	—	—	−0.007

注：**表示相关性极显著（$P<0.01$）；*表示相关性显著（$P<0.05$）。

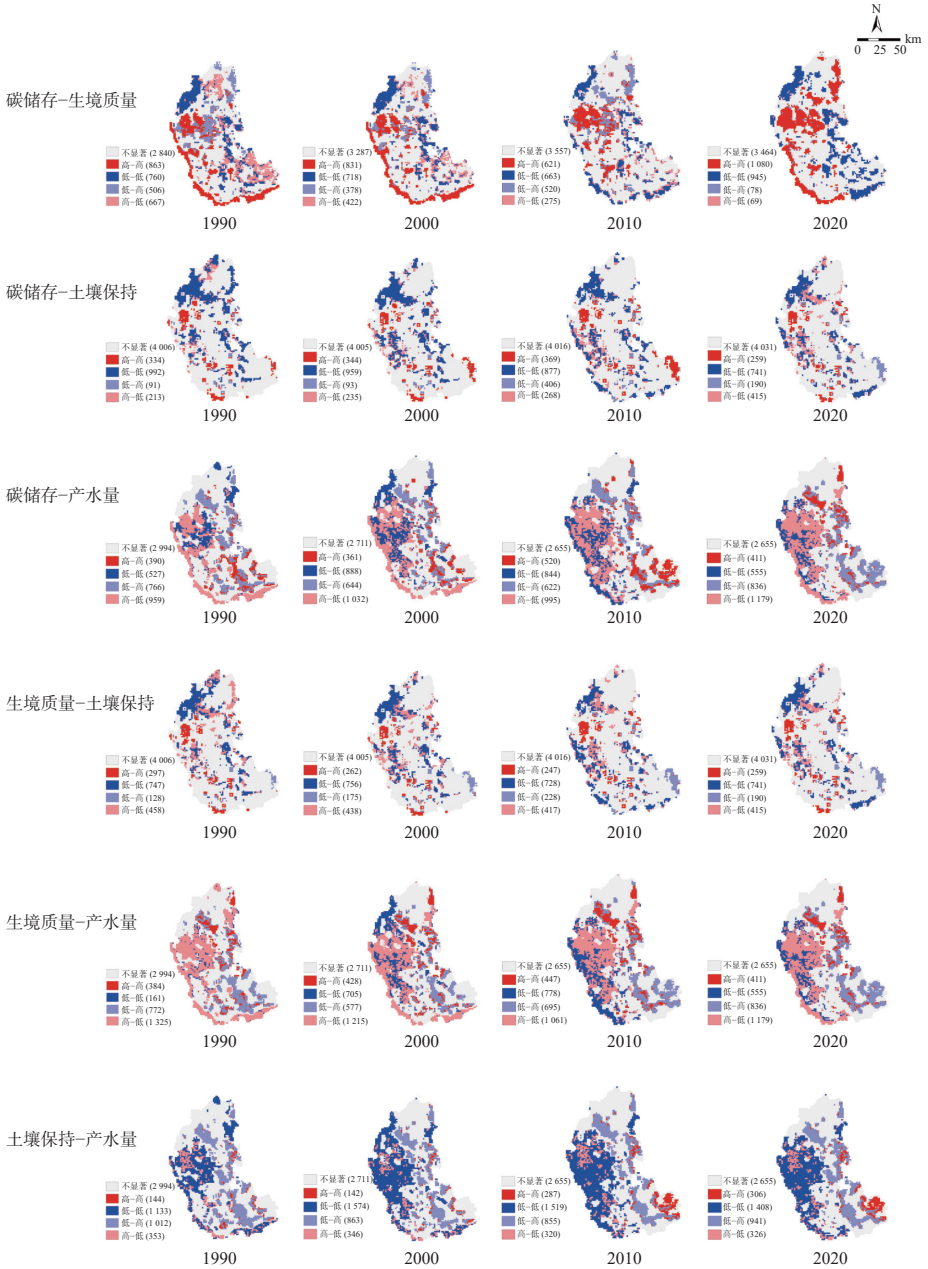

图 4 1990—2020 年大庆市 4 种生态系统服务局部 LISA 图

Fig. 4 Localized LISA of four ecosystem services in Daqing City, 1990-2020

表 7　生态系统服务功能与地类占比回归系数表

Table 7　Regression coefficients of ecosystem service function and land category share

生态系统服务功能	耕地	林地	草地	水域	建设用地	未利用地	R^2
碳储存	2.56	6.99	−3.57	7.64	−3.07	−6.43	0.99
产水量	/	−219.01	14.37	−131.95	105.75	/	0.17
土壤保持	0.03	/	/	0.22	0.10	−0.03	0.29
生境质量	−0.06	0.44	0.24	0.34	−0.56	−0.26	0.99

4　结论与讨论

4.1　讨论

从 1990—2020 年大庆市的土地利用变化来看，其主要原因是油田开发、城镇化和国家政策等因素。导致草地面积不断下降的主要因素是超载放牧、草地开垦和油井占用等现象趋于严重[24]。1990—2010 年未利用地面积不断增大，一方面是由于“三北”防护林系统不健全或被毁地区的土地荒漠化现象日益严重，另一方面，兴修引水渠和水利工程、过度放牧、建设油田加密井以及过度樵柴等不合理的农事活动导致了土地盐碱化的发展。耕地面积的变化与油田开采、人口变化和政府政策有关，在 2010 年之前，由于“石油大会战”的持续推进，吸引了大量的农民开荒，加之对植被的保护力度不够，导致了大庆市的耕地面积的增加；但在 2010 年之后，随着大庆市的持续发展和经济实力的提高，由于农村人口的减少，加上退耕还林的植被恢复工作，再加上城市的扩建，导致了耕地面积的减少。

生态系统服务功能的协同权衡关系是目前生态系统服务相关研究的热点，不同区域的生态系统服务功能之间的关系存在差异，滇池流域碳储存和土壤保持为协同关系，产水量与碳储存和土壤保持为权衡关系[25]，与大庆市的分析结果一致；也有生态系统服务间的关系随时间发生改变的现象，如湖州乡村地区粮食供给与碳存储之间由权衡效应向协同效应转变[26]。大庆市产水量与其他三种生态系统服务之间整体上呈现权衡关系可能是因为建设用地会使不透水面积增大，造成对降水下渗的阻碍，进而使产水量大幅增加，而建设用地的扩张侵占了草地、林地、耕地等，植被覆盖减少导致土壤保持功能、碳储存、生境质量下降，这也是土壤保持-产水量的权衡区域主要表现在东部建成区的原因。产水量与碳储存之间权衡关系逐渐减弱可能是由于植被恢复工作的进行，对产水量和碳储存的提高均发生了作用。

生态系统服务的增益区主要分布在土地利用类型发生转化的区域，土地利用方式改变会对生态系统功能产生影响，例如耕地改为建设用地，虽然可以防止土壤裸露，减轻水土流失，改善水土保持功能，但也会造成土壤碳库、生境质量等显著下降[27]。实施退耕还林（还草）工程后，林地、草地面积增加，植被恢复，生态环境改善，水土流失得到抑制，土壤保持服务和产水服务增强，同时也有效地提高了碳储存和生境质量。因此，当地应对土地利用变化引起的生态系统服务效应给予足够的关注，并在此基础上，制定更为科学的土地利用规划和生态环境保护措施。首先，要改变过去“地上服从于地下”的发展方针，加强对生态功能区、资源开发区和生态优质区的保护；制止所有破坏生态功能的生产建设和人为破坏行为，切实对优质耕地进行保护和发展，加速退耕还林还草还湿，尽早完全恢复采油区被破坏的植被；根据大庆自然特征，控制城市扩张速度，建设防护林，增加林地面积，对现存的泡沼进行治理，维持其生态功能；对盐碱土地进行科学的修复，恢复盐碱土壤的植被生长能力，加快未利用地向草地转化，有助于生态系统服务功能的发挥。

从产水量、土壤保持与土地利用类型占比的回归系数来看，产水量、土壤保持与土地利用方式之间的关系并不紧密。相关研究提出，产水量是气候、土地利用类型等多种因子共同作用的结果，气候变化对产水量的影响显著[28]。1990—2010 年大庆市产水量与降水量的年际变化具有一致性,表现为前期减小后增大的变化趋势[29]。因此，应减少人类生产生活中向大气释放的废热，加强水源涵养林的建设与保护，降低人类活动改变下垫面性质对气候产生的消极影响。土壤保持受侵蚀性降雨、水土保持措施、地面坡度等多因素影响[30]，应根据土地侵蚀特点，选择适宜的水土保持措施，提高蓄水保土能力，预防和控制土壤侵蚀。

使用文献数据和监测数据来校准模型并验证生态系统服务功能的评估结果。基于此本研究检索大庆市统计局发布的《大庆统计年鉴 2021》，2020 年大庆市水资源总量为 278 498 万 m^3，相比本研究模拟的 2020 年产水量 272 738 万 m^3，总体精度 97.93%。根据文献 [31] 报道，2008 年大庆市植被碳储量为 1.04×10^7 t，土壤总碳量为 $(1.65 \pm 0.33) \times 10^8$ t，这与 2010 年的碳储量模拟值 1.89×10^8t 接近。根据文献 [32] 的研究结果，2000 年和 2010 年大庆市的土壤保持量分别为 $(0.68 \pm 0.08) \times 10^6$、$(0.81 \pm 0.09) \times 10^6$ t，相应年份的土壤保持量模拟值为 0.67×10^6、0.89×10^6 t，二者比较接近。碳储量和土壤保持量与引证论文的估算结果较为一致，但由于缺少真实情况数据资料的支持，结果有待于进行进一步的验证和改进。

本研究初步阐释了大庆市土地利用和生态系统服务功能时空变化及其耦合效应，但在 4 种生态系统服务功能模拟中还有一些局限和不足。InVEST 在每公顷土地利用类型碳储存的简单基础上估计总碳储存，无法精确评估每种土地利用类型中碳储存的变化。生境质量模块也存在局限性，因为它假定所有威胁都是相加的，然而，在大多数情况下，多种威胁的影响远远大于其单独的总和。产水量的结果是基于年度平均值计算得到的，未来的研究应考虑降水的季节性变化。此外，关于 InVEST 模型所需的各种参数，本研究利用能获取的权威、实时的数据进行参数选择，但部分参数的准确性和时效性还不够理想，可能会对结果产生影响。

4.2 结论

1）大庆市草地面积在 1990—2020 年呈减少的趋势，大部分转化为未利用地和耕地；建设用地的面积不断增加，且在 2000—2010 年增加最快，主要由耕地转换而来。1980—2020 年 4 种生态服务功能均有先降低再增高的变化趋势，其中土壤保持和产水量变化幅度较大。

2）大庆市产水量与其他 3 种生态系统服务功能之间呈现“权衡”关系，碳储存、生境质量和土壤保持之间存在“协同”关系。从空间分布上看，“权衡”与“协同”关系较显著的区域主要在研究区西部。

3）大庆市林地、水域的增加能够改善其生境质量，增加其碳储存，但产水量、土壤保持与土地利用方式之间的相关关系并不显著。

本研究揭示了大庆市这一典型资源型城市在 1990—2020 年生态系统服务变化特征及趋势，并探究其与土地利用间的耦合关系，为深化资源型城市的绿色转型发展提供典型案例与理论支持，为可持续发展策略的制定与实施提供了科学依据，对深化矿业城市人地系统的综合研究具有实际意义。

[参 考 文 献]

[1] Boyd J, Banzhaf S. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units [J]. Ecological Economics, 2007, 63(2/3): 616−626.

[2] 张永民译. 生态系统与人类福祉: 评估框架 [M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2007.

[3] Li B J, Chen D X, Wu S H, et al. Spatio-temporal assessment of urbanization impacts on ecosystem services: case study of Nanjing City, China [J]. Ecological Indicators, 2016, 71: 416−427.

[4] Bai Y, Zhuang C W, Ouyang Z Y, et al. Spatial characteristics between biodiversity and ecosystem services in a human-dominated watershed [J]. Ecological Complexity, 2011, 8(2): 177−183.

[5] 王雅, 蒙吉军, 齐杨, 等. 基于 InVEST 模型的生态系统管理综述 [J]. 生态学杂志, 2015, 34(12): 3526−3532.

[6] Polasky S, Nelson E, Pennington D, et al. The impact of land-use change on ecosystem services, biodiversity and returns to landowners: a case study in the state of Minnesota [J]. Environmental and Resource Economics, 2011, 48(2): 219−242.

[7] He C Y, Liu Z F, Tian J, et al. Urban expansion dynamics and natural habitat loss in China: a multiscale landscape perspective [J]. Global Change Biology, 2014, 20(9): 2886−2902.

[8] Huang A, Xu Y Q, Sun P L, et al. Land use/land cover changes and its impact on ecosystem services in ecologically fragile zone: a case study of Zhangjiakou City, Hebei Province, China [J]. Ecological Indicators, 2019, 104: 604−614.

[9] Cord A F, Bartkowski B, Beckmann M, et al. Towards systematic analyses of ecosystem service trade-offs and synergies: main concepts, methods and the road ahead [J]. Ecosystem Services, 2017, 28: 264−272.

[10] Zhou Z X, Li J, Guo Z Z, et al. Trade-offs between carbon, water, soil and food in Guanzhong-Tianshui economic region from remotely sensed data [J]. International Journal of Applied Earth Observation and Geoin-

formation, 2017, 58: 145−156.

[11] 李睿倩, 李永富, 胡恒. 生态系统服务对国土空间规划体系的理论与实践支撑 [J]. 地理学报, 2020, 75(11): 2417−2430.

[12] 吴静, 白中科, 曹银贵, 等. 资源型城市城镇化发展对我国城镇化水平的贡献性 [J]. 中国农业大学学报, 2020, 25(5): 163−173.

[13] 刘合, 赵喆, 张国生, 等. 石油资源型城市转型的思考与探索: 以大庆市（大庆油田）为例 [J]. 大庆石油地质与开发, 2019, 38(5): 18−22.

[14] 赫晓慧, 徐雅婷, 范学峰, 等. 中原城市群区域碳储量的时空变化和预测研究 [J]. 中国环境科学, 2022, 42(6): 2965−2976.

[15] 张薇, 王凤春, 贾悦, 等. 张承水源涵养区土地利用演变及产水量的响应 [J]. 中国农村水利水电, 2022(5): 138−146.

[16] 许丁雪, 吴芳, 何立环, 等. 土地利用变化对生态系统服务的影响: 以张家口-承德地区为例 [J]. 生态学报, 2019, 39(20): 7493−7501.

[17] 陈妍, 乔飞, 江磊. 基于 In VEST 模型的土地利用格局变化对区域尺度生境质量的影响研究: 以北京为例 [J]. 北京大学学报（自然科学版）, 2016, 52(3): 553−562.

[18] Zhou W Z, Liu G H, Pan J J, et al. Distribution of available soil water capacity in China [J]. Journal of Geographical Sciences, 2005, 15(1): 3−12.

[19] 章文波, 付金生. 不同类型雨量资料估算降雨侵蚀力 [J]. 资源科学, 2003, 25(1): 35−41.

[20] 蔡崇法, 丁树文, 史志华, 等. 应用 USLE 模型与地理信息系统 IDRISI 预测小流域土壤侵蚀量的研究 [J]. 水土保持学报, 2000, 14(2): 19−24.

[21] Bai Y, Ochuodho T O, Yang J. Impact of land use and climate change on water-related ecosystem services in Kentucky, USA [J]. Ecological Indicators, 2019, 102: 51−64.

[22] 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.

[23] 张学儒, 周杰, 李梦梅. 基于土地利用格局重建的区域生境质量时空变化分析 [J]. 地理学报, 2020, 75(1): 160−178.

[24] 臧淑英, 黄樨, 郑树峰. 资源型城市土地利用变化的景观过程响应: 以黑龙江省大庆市为例 [J]. 生态学报, 2005, 25(7): 1699−1706.

[25] 王启名, 杨昆, 李立晓, 等. 滇池流域水文生态系统服务权衡与协同时空异质性及其归因分析 [J]. 生态学报, 2023, 43(12): 4876−4891.

[26] 范逸凡, 王珂, 黄璐. 乡村地区生态系统服务权衡与协同关系: 以湖州市为例 [J]. 生态学报, 2022, 42(17): 6875−6887.

[27] 杨志鹏, 许嘉巍, 冯兴华, 等. 基于 InVEST 模型的东北地区土地利用变化对生境的影响研究 [J]. 生态科学, 2018, 37(6): 139−147.

[28] 朱志洪, 周本智, 王懿祥, 等. 近 30 年千岛湖流域产水量时空变化及其影响因子分析 [J]. 南京林业大学学报（自然科学版）, 2023, 47(3): 111−119.

[29] 许佳琦, 周永吉, 姜丽霞, 等. 1965—2014 年黑龙江省洪涝灾害时空演变特征 [J]. 气象与环境学报, 2020, 36(3): 41−48.

[30] 杨亚娟, 陆萍, 任宪平, 等. 浅析东北黑土区耕地水土保持措施侵蚀贡献率 [J]. 水利科学与寒区工程, 2023, 6(11): 117−120.

[31] 于兵, 邸雪颖, 臧淑英. 黑龙江省大庆地区植被和土壤碳氮储量的最新估算 [J]. 土壤通报, 2011, 42(2): 290−297.

[32] 蒋春丽, 张丽娟, 张宏文, 等. 基于 RUSLE 模型的黑龙江省 2000—2010 年土壤保持量评价 [J]. 中国生态农业学报, 2015, 23(5): 642−649.

（责任编辑　陆　驰）