张 宇,陈万旭,王官政,等.中国城市群生态系统服务权衡协同多情景模拟 [J]. 中国环境科学, 2025,45(10):5742-5755.
Zhang Y, Chen W X, Wang G Z, et al. Multi-scenario simulation of ecosystem services trade-offs and synergies in Chinese urban agglomerations [J]. China Environmental Science, 2025,45(10):5742-5755.

中国城市群生态系统服务权衡协同多情景模拟

张 宇[1],陈万旭[1],王官政[1],吴佳慧[1],曾 杰[1],刘志玲[2*] (1.中国地质大学(武汉),区域生态过程与环境演变湖北省重点实验室,湖北 武汉 430074；2.中国地质大学(武汉)公共管理学院,湖北 武汉 430074)

摘要：科学预测未来中国城市群多情景下生态系统服务的权衡协同关系,为区域可持续发展提供重要依据.本研究基于 2000、2010、2020 年的多源数据,采用 PLUS-InVEST 模型和权衡/协同测度的方法,分析了 2000、2010、2020 和 2030 年多情景下中国城市群的土地利用变化、生态系统服务时空特征以及权衡协同关系.结果表明:2000~2020 年城市群耕地、林地、草地、未利用地面积持续缩减,分别下降了 $6.30\times10^4km^2$、$7.49\times10^3km^2$、$2.88\times10^4km^2$、$1.09\times10^4km^2$;情景模拟表明,生态保护路径有助于遏制其退化趋势.总体上,中国南部城市群生态系统服务水平优于北方城市群;生态保护情景下的生态系统服务水平优于其他情景.城市群各生态系统服务之间均呈现协同关系.研究结果有利于提升中国城市群生态系统服务效益,为制定精细化的管理措施和政策提供支持.

关键词：生态系统服务；权衡协同；情景模拟；InVEST；PLUS；中国城市群
中图分类号：X171.1 **文献标识码**：A **文章编号**：1000-6923(2025)10-5742-14

Multi-scenario simulation of ecosystem services trade-offs and synergies in Chinese urban agglomerations. ZHANG Yu[1], CHEN Wan-xu[1], WANG Guan-zheng[1], WU Jia-hui[1], ZENG Jie[1], LIU Zhi-ling[2*] (1.Hubei Key Laboratory of Regional Ecology and Environmental Change, School of Geography and Information Engineering, China University of Geosciences, Wuhan 430074, China；2.School of Public Administration, China University of Geosciences, Wuhan 430074, China). *China Environmental Science*, 2025,45(10)：5742~5755

Abstract：Scientifically predicting the trade-offs and synergies of ecosystem services under multiple scenarios provides an important basis for the sustainable development of Chinese urban agglomerations. Based on multi-source datasets for 2001, 2010 and 2020, the study employed the PLUS-InVEST modelling framework together with trade-offs and synergies measurement methods to analyze land use change, characterize the spatiotemporal features of ecosystem services, and assess their trade-offs and synergies relationships in Chinese urban agglomerations for 2000, 2010, 2020, and scenarios in 2030. The results showed that between 2000 and 2020, the areas of cropland, forest land, grassland, unused land within Chinese urban agglomerations declined continuously, decreasing by $6.30\times10^4km^2$、$7.49\times10^3km^2$、$2.88\times10^4km^2$、$1.09\times10^4km^2$, respectively. Scenario simulations indicated that the ecological protection scenario effectively curbed these degradation trends. Overall, the ecosystem service levels of urban agglomerations in southern China were higher than those in the north, and the ecological protection scenario yielded higher levels than the other scenarios. Synergistic relationships consistently existed between ecosystem services in urban agglomerations. The findings contributed to enhancing the effectiveness of ecosystem services in Chinese urban agglomerations and provided support for formulating management measures and policy interventions.

Key words：ecosystem services；trade-offs and synergies；scenario simulation；InVEST；PLUS；Chinese urban agglomerations

生态系统服务在保障人类福祉、维持全球生态平衡以及促进经济稳定方面发挥着至关重要的作用[1].然而,随着城镇化、工业化进程的快速推进,许多地区的生态系统结构和功能受到破坏,对生态系统服务造成的负面影响愈加严重[2-3].城市群作为经济和人口高度集中的重要区域,其土地利用结构的剧变,自然环境的过度使用与破坏,使得生态系统服务的权衡与协同关系发生剧烈演变[4].这使得城市群成为生态环境治理的“重点区”,面临着巨大的压力和挑战[5].同时,“十四五”规划政策为城市群未来的生态建设指明了方向[6-7].因此,剖析多情景下城市群生态系统服务间的权衡与协同关系,对于保障生态系统服务长期有效供应,实现人与自然和谐共生的中国式现代化具有重要意义[8].

生态系统服务作为生态学与经济学交叉领域

收稿日期：2025-02-13
基金项目：国家自然科学基金资助项目(42371258)
* 责任作者, 讲师, Liuzl@cug.edu.cn

的重要概念,自 20 世纪末以来迅速兴起[9].“千年生态系统评估(MEA)”在全球范围内引起广泛关注,通过对生态系统服务的分类和量化,揭示了生态系统对人类福祉的贡献[10].在此基础上,政府间生物多样性与生态系统服务科学政策平台进一步扩展了 MEA 的框架,更加关注生态系统服务的形成机理、权衡与协同以及生态系统服务与人类福祉等方面[11].为了更精确地量化生态系统服务,国际上常用的生态系统服务评估模型包括 InVEST 模型[12]、ARIES 模型[13]、SoLVES 模型[14]等.ARIES 模型目前仅适用于美国的某些案例地区[15],在其他地区使用时无法考虑生态或社会经济影响.SoLVES 模型从公众态度和偏好的角度创新地评估生态系统服务功能,但当它应用于农业生态系统时,存在对不同景观类型使用相同景观参数的问题[14].相比之下,InVEST 模型对少量需求数据具有很强的适用性,拥有产水、生物多样性、碳储存和土壤侵蚀等模块,并且被广泛应用于生态系统服务评估中[15],能够直观反映生态系统服务的时空特征.

生态系统服务的模拟研究旨在动态揭示其随时间和空间变化的特征,通常关注土地利用变化和人类活动对生态系统服务的影响.常用的模拟模型有 CA-markov[16]、CLUE-S[17]、FLUS[18]和 PLUS[19]模型等.CA-Markov 模型在土地利用变化模拟方面具有较高效率,但在描述空间异质性方面存在局限性[20];CLUE-S 模型通过整合多种驱动因素提高模拟能力,但难以应对异质性较高的景观转变[21];FLUS 模型通过改善土地利用需求预测提高了模拟的合理性,但在精细尺度动态景观模拟的准确性方面仍有改进的空间[22].相较之下,PLUS 模型整合了机器学习算法和马尔科夫链的优势,引入斑块生成机制,提高了复杂景观变化的模拟精度,特别适用于多情景下生态系统服务的时空动态分析[23].因此,PLUS 模型凭借其对复杂土地利用格局变化的适应性和细尺度模拟的高精度,成为多情景下生态系统服务评估的优选工具.

生态系统服务的类型多样且存在空间异质性,随着时间的推移,其在动态变化过程中展现出复杂的相互作用关系.这种关系主要表现为权衡关系(即一种服务增加可能导致另一种服务减少)和协同关系(即多种服务同时增加或减少)[24].因此,了解生态系统服务的时空变化规律,精确分析生态系统服务之间的权衡协同关系,是优化生态系统服务空间配置的重要途径[25].目前,关于权衡协同关系及其空间尺度效应的研究主要聚焦于格网或行政区域层面,而对城市群层面的研究相对较少[26].此外,多情景模拟应用的不足,限制了对未来生态系统服务权衡协同变化趋势的深入分析[27].因此,基于中国城市群进行生态系统服务权衡与协同关系的多情景模拟研究工作有待开展.

城市群作为国家经济社会发展和新型城镇化的主体区,其核心功能是推动区域经济的集聚与协同发展,以及提升城镇化的质量和效率.在此基础上,城市群还肩负着生态保育和生态屏障等重要功能,以实现经济社会与生态环境的协调发展[6].在快速城镇化与生态保护需求并存的背景下,如何协调生态系统服务间的权衡与协同关系,已成为推动城市群可持续发展的重要议题[28].因此,本文选取中国 19 个城市群作为研究对象,基于遥感、气象、数字高程模型(DEM)等多源数据,利用 PLUS 模型对 2030 年多情景下的土地利用进行模拟.在此基础上,运用 InVEST 模型评估研究区 2000、2010、2020 和 2030 年的碳储存、产水量、土壤保持、生境质量四类生态系统服务.最后借助相关系数法分析探讨多情景下城市群各类生态系统服务间权衡与协同关系的动态变化,以期为优化城市群的空间规划和管理以及推进生态文明建设提供一定参考依据.

1　研究区概况与基础数据

1.1　研究区概况

“十四五”规划强调,以加速城市群发展为核心策略,旨在全面构建“两横三纵”城镇化战略格局,进而推动包括京津冀、长三角等在内的 19 个城市群协同发展(图 1).城市群从东部沿海到西部内陆均有分布,涵盖了多种地形地貌,如山地、盆地、高原、草原、平原等,气候类型丰富,降水分布不均,温度差异明显,其中大部分城市群分布于我国的东部季风区,自然条件优越,为城市群的快速发展提供支撑.截至 2020 年,我国城市群作为经济社会发展的核心地带,集中承载了超过 75%的城镇人口,并产生了超过 80%的国内生产总值[29].然而,城市群的快速扩张,导致生态用地减少,生态系统服务持续下降,成为诸多生态环境问题的高度敏感区[30].因此,厘清城市群生

态系统服务间的相互作用,探讨生态系统的管理与保护显得尤为重要.

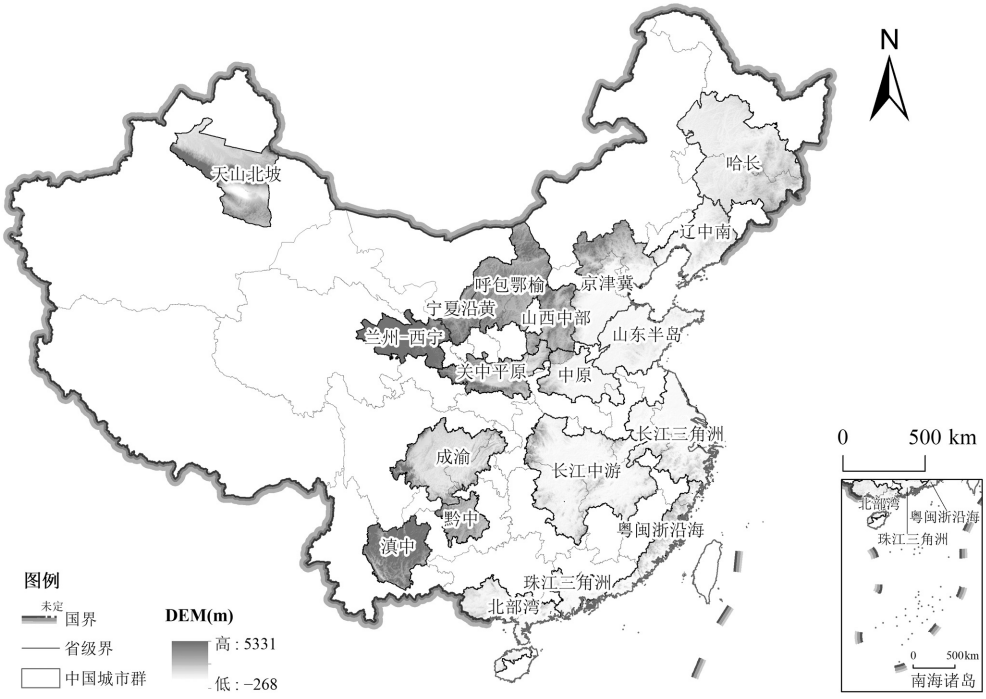


图 1 研究区位置

Fig.1 Geographic location of the study area

审图号:GS(2019)1827 号,底图边界无修改,下同

1.2 数据来源

中国城市群土地利用遥感监测数据和植被覆盖数据来源于资源环境科学与数据研究中心(http://www.resdc.cn/),分辨率为 30m;人口、地均 GDP 栅格数据,分辨率为 1km,水域栅格数据分辨率为 30m,均来源于全球变化科学研究数据出版系统网站(http://www.geodoi.ac.cn/WebCn/Default.aspx);年均降水数据来源于 WorldClimv2.0,分辨率为 1km;土壤类型数据来源于 HWSDv1.2 网站,分辨率为 1km;高程数据来源于 NASA SRTM1v3.0,分辨率为 30m,坡度数据通过高程数据处理获得;道路数据来源于 OpenStreetMap;政府以及高铁站的栅格数据来源于百度地图提取;蒸散数据来源于全球干旱和潜在蒸散数据库 (http://www.cgiar-csi.org/data/global-aridity-and-pet-database),分辨率为 1km.所有数据的时间均为 2000 年、2010 年、2020 年.为保持数据源的一致性,使用 ArcGIS10.8 对数据进行重采样处理,统一分辨率为 150m,坐标系为 WGS_1984.

2 研究方法

2.1 土地利用模拟

PLUS 模型通过设定区域土地利用的转换规则以及影响因子,对不同发展情景下的土地利用进行模拟[31].为了探究不同规划下中国城市群的发展情况,设置了“自然增长”、“城镇发展”、“生态保护”、“耕地保护”四种情景,其中,自然增长情景遵循 2010~2020 年土地利用结构的自然演变规律.城镇发展情景以保证经济发展,满足城市用地需求为主,加强城市基础设施建设,促进城镇化率稳步提高.生态保护情景加强了对自然保护区、林地、水体和其他具有重要生态功能的土地的保护,确保了生物多样性和环境质量安全,并将提高生态效益作为最终目标.耕地保护情景下,为保证国家粮食安全须对基本农田数量进行严格控制,避免城市用地扩张对耕地的大量侵占.从自然环境与社会经济两个方面选取了 10 种驱动因子.具体地,自然环境因素包括年平均温度、年平均降水、土壤类型、高程、坡度;社会经济因素包括人口、GDP、到道路距离、到铁路距离以及到水域距离.对 2030 年的土地利用数据进行模拟,经检验模型模拟的 Kappa 系数达到了 0.85,整体精度达到 89.1%,同时 FOM 值为 0.16.其中具体的参数设置参考 Chen 的研究[32].

2.2　生态系统服务测度

InVEST 模型涵盖了各种生态系统服务过程,具有参数灵活、稳定性高和可视化能力强的优势.本研究选取了碳储存、产水量、土壤保持和生境质量四种生态系统服务,并进一步揭示其时空变化特征及其差异性,其中具体的参数设置参考 Chen 等[32]的研究.选择上述四种生态系统服务是基于其在城市群可持续发展中的关键作用.碳储存服务(CS)对于缓解气候变化和实现区域碳减排目标至关重要[33];产水量(WY)是保障城市群水资源供应和优化水资源管理的重要基础[34];土壤保持(SC)是维持生态系统稳定性和土地可持续利用的关键因素[35];生境质量(HQ)则反映了生态系统对生物多样性的支持能力[36].尽管文化服务也是生态系统服务的重要组成部分,但其评估相对复杂,且其价值难以通过量化模型直接体现.因此,本研究未将其纳入主要分析对象.

2.2.1　碳储存　模块根据每种土地利用的空间分布模式、覆盖类型和相应的碳密度来评估区域生态系统碳储量,能够自动生成碳储量的空间分布图[37].公式如下:

$$\mathrm{CS}=\sum_{k=1}^{n}\mathrm{A}_k\cdot\left(\mathrm{C}_{\mathrm{above}}+\mathrm{C}_{\mathrm{below}}+\mathrm{C}_{\mathrm{soil}}+\mathrm{C}_{\mathrm{dead}}\right) \tag{1}$$

式中:CS 为总碳储量,t;A_k 是研究区第 k 类地类的面积,hm^2;n 是地类的个数;C_{above} 为地上碳密度;C_{below} 为地下碳密度;C_{soil} 为土壤有机碳密度;C_{dead} 为枯枝落叶碳密度,单位为 $\mathrm{t/hm}^2$.

2.2.2　产水量　InVEST 模型中的产水量定义为所有土地利用类型的径流量.依据水量平衡的基本原理,通过计算年平均降水量和实际年蒸散量之间的差额,来精确量化各网格单元的年产水量[38].

$$\mathrm{WY}_{ij}=\left(1-\frac{\mathrm{AET}_{ij}}{P_i}\right)\cdot P_i \tag{2}$$

式中:WY_{ij} 代表栅格 i 中土地利用类型 j 的年平均产水量,mm;AET_{ij} 代表栅格 i 中土地利用类型 j 的实际年蒸散量,mm;P_i 代表栅格 i 的年平均降量,mm.

2.2.3　土壤保持　模块由两个组成部分组成:减少的土壤侵蚀,表示为潜在侵蚀和实际侵蚀之间的差异;沉积物保持,表示为沉积物体积和沉积物滞留量的乘积,反映了每个地点潜在侵蚀的减少[39].公式如下:

$$\mathrm{SC}=R\cdot K\cdot\mathrm{LS}\cdot\left(1-C\cdot P\right) \tag{3}$$

式中:SC 为土壤保持量,$\mathrm{t/(hm^2\cdot a)}$;R 为通过降水量计算的降雨侵蚀力指数;K 为土壤可蚀性因子;LS 为坡长因子(L)和坡度因子(S)计算得到的地形因子;C 为植被覆盖因子;P 为土壤保持措施因子.

2.2.4　生境质量　模块反映了人类活动对环境的影响.人类活动强度越高,对生境的威胁就越大,生物多样性的质量和水平就越低.生境质量取决于威胁的相对影响、生境对威胁的敏感性以及生境与威胁源之间的距离[24].公式如下:

$$D_{xj}=\sum_{r=1}^{R}\sum_{y=1}^{Y_r}\left(W_r/\sum_{r=1}^{R}W_r\right)r_y i_{rxy}\beta_x S_{jr} \tag{4}$$

式中:D_{xj} 表示土地利用/覆盖类型 j 上栅格 x 的生境退化指数生境质量;R 表示生态威胁因子总数;W_r 表示第 r 类威胁因子的权重;Y_r 表示第 r 类威胁因子的数量;r_y 表示第 r 类威胁因子在第 y 个具体威胁点上的数量或强度;i_{rxy} 表示栅格 x 与威胁源点 y 之间的距离衰减函数值;β_x 表示栅格 x 的法律保护等级;S_{jr} 表示土地利用/覆盖类型 j 对第 r 类威胁因子的敏感度系数.

$$\mathrm{HQ}_{xj}=H_j\left[1-\left(\frac{D_{xj}^z}{D_{xj}^z+k^z}\right)\right] \tag{5}$$

式中:HQ_{xj} 表示土地利用/覆盖类型 j 上栅格 x 的生境质量,取值为 0~1;H_j 表示土地利用/覆盖类型 j 的生境适宜性指数;D_{xj} 为生境退化程度;k 为半饱和常数;z 为指数参数,模型规定 z=2.5;该公式表明生境质量随着生境适宜性指数的变化而变化,当 H_j=0 时,HQ_{xj}=0.

2.3　生态系统服务权衡/协同测度

2.3.1　静态权衡/协同　采用皮尔逊(Pearson)相关系数来评估生态系统服务两两之间的相关性[40],其取值范围为[−1,1].Pearson 相关性系数的正负值可分别代表两种生态系统服务之间存在正相关或负相关当系数为正值时,表明两者间存在协同关系;而当系数为负值时,则表示两者间存在权衡关系.此外,系数的绝对值越大,表明这两种生态系统服务之间的相互作用越显著.

2.3.2　动态权衡/协同　为评估不同地区两种生态系统服务之间的协同或权衡关系,比较这两种生态系统服务在特定时间段内的变化量.若两种服务的变化量之积为正值,则表明它们之间存在协同效应,反之,则表明它们之间存在权衡效应[41].

$$A_{t2}-A_{t1}=\Delta A$$

$$\begin{aligned} &B_{t2}-B_{t1}=\Delta B \\ &\Delta A\cdot\Delta B\geqslant 0 \\ &\Delta A\cdot\Delta B\leqslant 0 \end{aligned} \tag{6}$$

式中:A_{t1}、A_{t2}分别代表 $t1$、$t2$ 时期生态系统服务 A 的值,B_{t1}、B_{t2}分别代表 $t1$、$t2$ 时期生态系统服务 B 的值,ΔA、ΔB 分别代表生态系统服务 A 和生态系统服务 B 的变化量.

3 结果分析

3.1 2000~2030 年中国城市群土地利用变化特征

2000~2020 年城市群土地类型以耕地、林地和草地为主,约占研究区总面积的 83.18% (图 2).耕地、林地、草地和未利用地面积分别下降了 6.30×10^4km^2、7.49×10^3km^2、2.88×10^4km^2、1.09×10^4km^2,呈现持续下降的趋势.水域面积和建设用地面积分别增加了 2.01×10^4km^2 和 1.04×10^5km^2,呈现持续增长的变化趋势.湿地面积在 2000~2020 年间呈现出先下降后增加的变化特征,2000~2010 年湿地面积下降了 1.12×10^4km^2,2010~2020 年湿地面积增加了 1.93×10^3km^2.

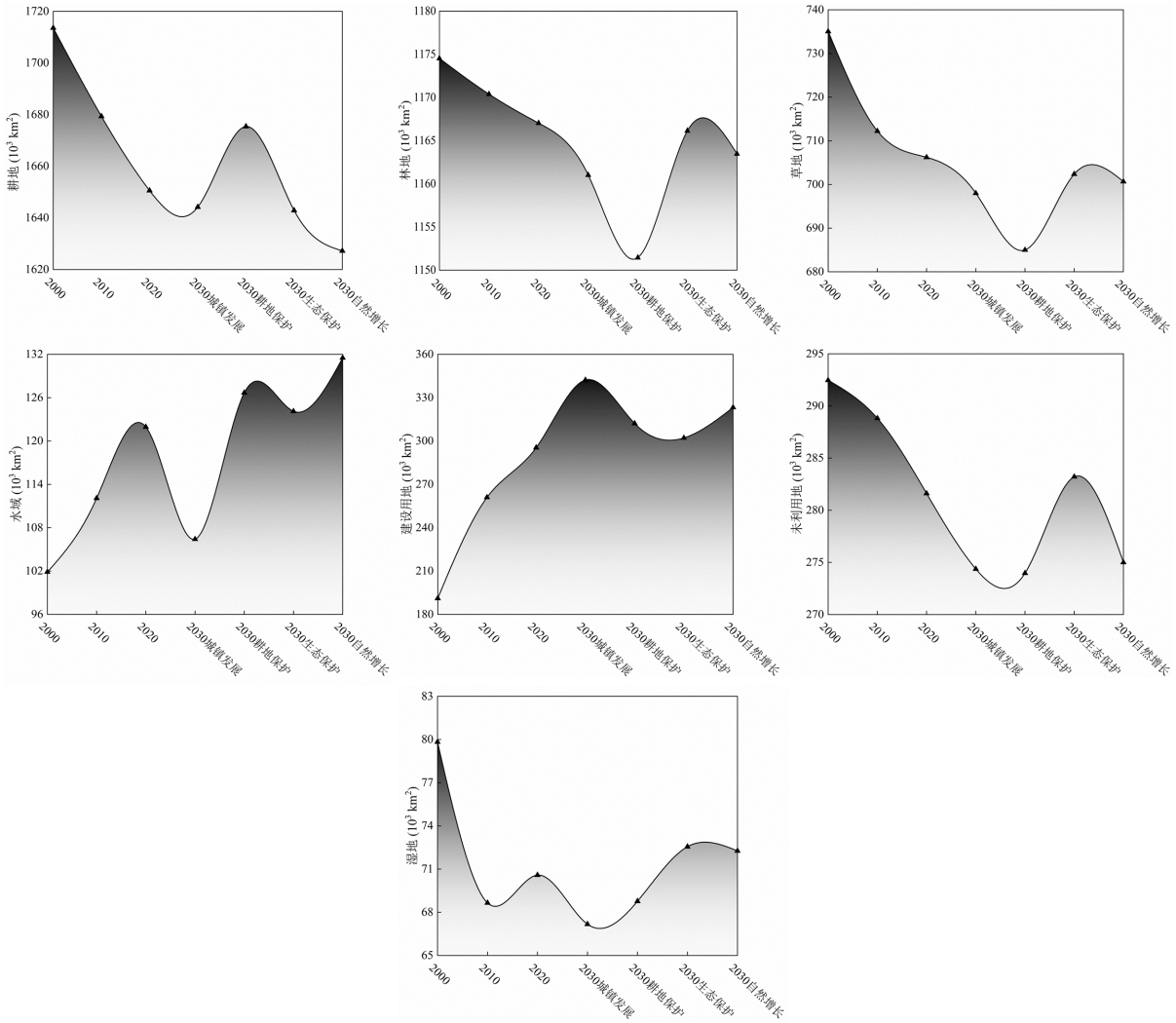


图 2 2000~2030 年各土地利用类型面积变化

Fig.2 Area changes of land use types from 2000 to 2030

相比于 2020 年,2030 年在多情景下土地利用类型的面积都存在较大差异.城镇发展情景下:仅建设用地面积表现为增加(4.68×10^4km^2),其他地类面积都表现为减少;在该情景下建设用地面积达到最大(3.42×10^5km^2),水域和湿地面积最小,分别为 1.06×10^5km^2 和 6.72×10^4km^2.耕地保护情景下:增加的地类为耕地、建设用地和水域,分别增加了 2.48×10^4km^2、1.67×10^4km^2 和 4.73×10^3km^2;减少的地类为林地、草

地、未利用地和湿地,分别减少了 $1.56\times10^4km^2$、$2.12\times10^4km^2$、$7.64\times10^3km^2$、$1.81\times10^3km^2$;耕地面积在该情景下达到最大且高于2020年,为$1.67\times10^6km^2$;林地、草地和未利用地面积在该情景下面积最小,分别为 $1.15\times10^6km^2$、$6.85\times10^5km^2$、$2.74\times10^5km^2$.生态保护情景下:水域、建设用地、未利用地和湿地面积增加,分别增加 $2.17\times10^3km^2$、$6.70\times10^3km^2$、$1.60\times10^3km^2$、$1.97\times10^3km^2$;耕地、林地和草地面积减少,其中耕地面积减少最多,为 $7.70\times10^3km^2$;林地、草地、未利用地和湿地在生态保护情景下面积最大,而建设用地在该情景下面积最小.自然增长情景下:面积增加的地类有水域、建设用地、湿地,分别增加了 $9.57\times10^3km^2$、$2.78\times10^4km^2$ 和 $1.68\times10^3km^2$;其余地类的面积减少;在该情景下耕地面积最小($1.63\times10^6km^2$),水域面积最大($1.31\times10^5km^2$).

2000~2020 年城市群土地利用结构持续演变,其中耕地、林地和草地转入转出最为激烈,水域和建设用地以转入为主,其他地类以转出为主(图3).分阶段来看,2000~2010 年与 2010~2020 年两个时段的土地利用转移格局与 2000~2020 年总体变化趋势基本一致,均体现出建设用地扩张与生态用地的退缩的特征,阶段间差异相对较小.因此,以下主要分析 2000~ 2020 年城市群的土地利用转移特征.

2000~2020 年城市群土地利用转移总面积达 $1.76\times10^6km^2$.耕地转出 $3.39\times10^5km^2$,39.56%转向建设用地;耕地转入 $2.75\times10^5km^2$,其中 38.43%是由林地转入耕地.林地的转出面积共 $1.77\times10^5km^2$,59.70%转向耕地;林地转入的面积共 $1.70\times10^5km^2$,62.52%是由耕地转为林地.$1.84\times10^5km^2$ 的草地转向其他地类,其中,43.75%的草地转向耕地;$1.55\times10^5km^2$ 的其他地类转向草地,其中 43.14%是由耕地转向草地.水域转出共 $3.21\times10^4km^2$,其中 45.97%转出至耕地;水域转入共 $5.06\times10^4km^2$,其中 44.29%是由耕地转入到水域.建设用地共转出面积 $6.96\times10^4km^2$,有 78.32%转出至耕地;建设用地共转入面积 $1.72\times10^5km^2$,其中 77.95%是由耕地转入的.未利用地转出面积共 $4.89\times10^4km^2$,其中 64.88%转向草地;未利用地转入面积共 $3.80\times10^4km^2$,其来源主要是草地.湿地向其他地类的转出面积共 $3.10\times10^4km^2$.其中33.94%转为耕地;其他地类向湿地转入的面积共 $2.11\times10^4km^2$,转入来源主要是耕地.

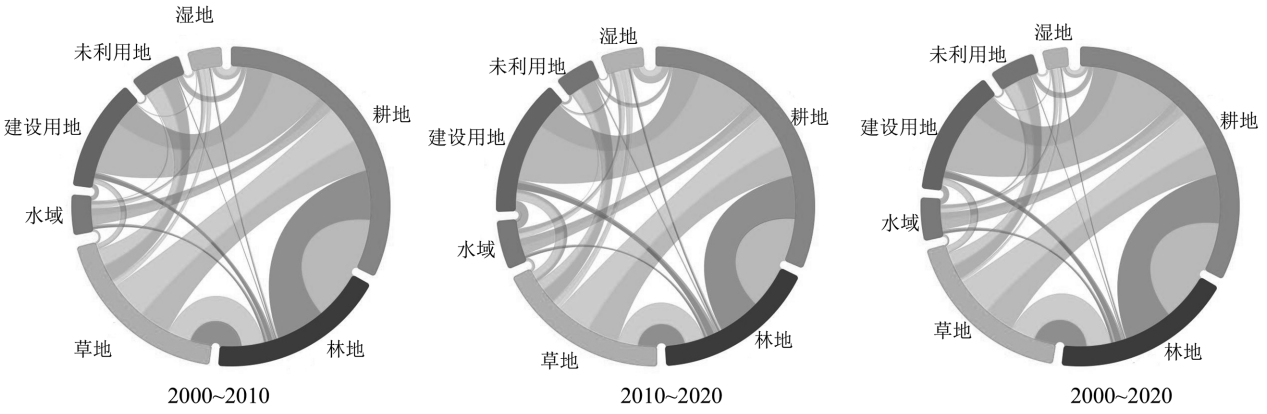


图 3　2000~2020 年的土地利用转移桑基图

Fig.3　Land use transfer sankey diagram from 2000 to 2020

如图 4 所示,在城镇发展情景下:建设用地无转出,转入面积为 $4.68\times10^4km^2$,其中 83.48%是由耕地转入;其余地类均以转出为主,耕地主要转出至建设用地,占转出面积的 98.48%,林地、草地、水域、未利用地和湿地均主要转出至耕地.在耕地保护情景下:耕地无转出,转入面积是 $2.48\times10^4km^2$,有 58.32%是由林地转入; 水域和建设用地以转入为主,其中水域主要由湿地转入(67.41%),建设用地主要由林地转入(48.88%);林地、草地、未利用地和湿地以转出为主,其中林地主要转出至草地,草地主要转出至林地,未利用地主要转出至湿地,湿地主要转出至水域.生态保护情景下:耕地、林地和草地以转出为主,其中耕地和草地主要转出至林地,林地主要转出至草地;水域、建设用地、未利用地和湿地以转入为主,

其中水域主要由耕地转入,建设用地主要由未利用地转入,未利用地主要由草地转入,湿地主要由水域转入.自然增长情景下:水域、建设用地和湿地以转入为主,均由耕地转入,分别占转入面积的 92.35%、79.38%、55.71%;耕地、林地、草地和未利用地均以转出为主,其中林地、草地和未利用地主要转出至耕地,分别占转出面积的 65.85%、51.35%、56.72%,耕地主要转出至建设用地,占转出面积的 41.11%.

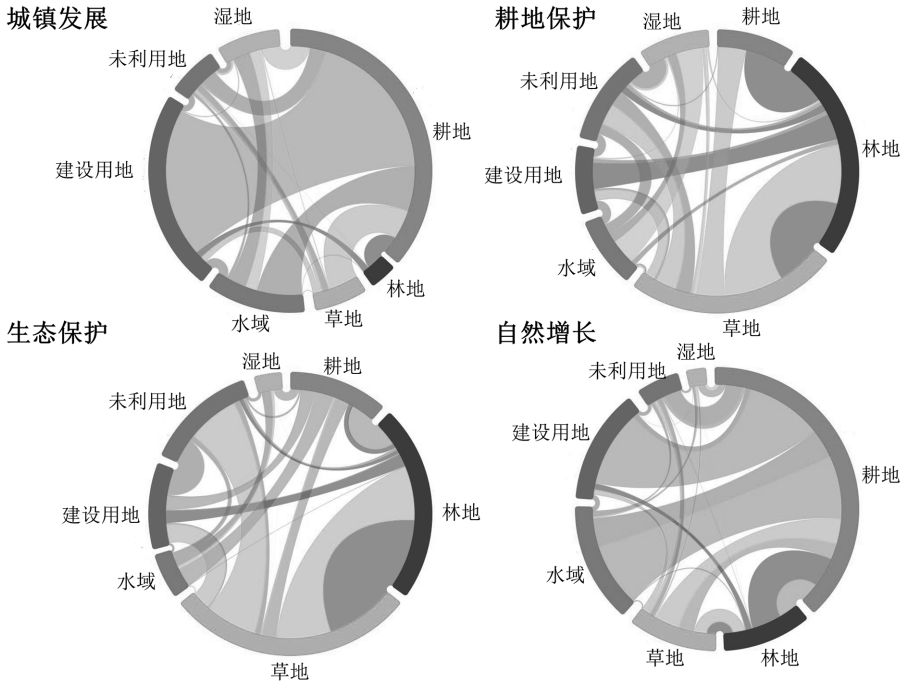


图 4 2020~2030 年多情景下土地利用转移桑基图

Fig.4 Land use transfer sankey diagram under multiple scenarios from 2020 to 2030

3.2 2000~2030 年中国城市群生态系统服务时空特征

2000~2020 年,中国南部城市群的生态系统服务水平总体高于北部城市群(图 5).2000、2010 和 2020 年城市群的产水量分别为 $6.06\times10^{11}m^3$、$8.44\times10^{11}m^3$ 和 $7.90\times10^{11}m^3$,呈现先增加后降低的趋势,中国南部城市群的产水量总体上明显高于北部城市群,这主要得益于其充沛的降水量和丰富的水资源.2000、2010 和 2020 年城市群土壤保持量分别为 $6.49\times10^{11}t$、$8.04\times10^{11}t$ 和 $7.59\times10^{11}t$,呈现出先增长后降低的变化趋势.土壤保持量较高的城市群主要分布在中国南部,包括长江中游、成渝、长江三角洲和粤闽浙城市群,主要归因于其较高的植被覆盖率和较好的土壤质地.研究期间,城市群的碳储存量呈现持续减少的趋势,但其下降幅度较小.其中,哈长的碳储存量较高,这与其拥有丰富的森林生态系统密切相关.2000、2010 和 2020 年城市群生境质量均值分别为 0.55、0.53 和 0.52,总体水平表现出小幅度的下降趋势.滇中和黔中城市群的生境质量水平较高,均值均高于 0.70,显示出良好的生态环境和生物多样性.

在生态保护情景下,各类生态系统服务均表现出最高水平(图 6).生态保护情景下,城市群的产水量最高,为 $7.91\times10^{11}m^3$;耕地保护情景下,城市群的产水量最低,为 $7.82\times10^{11}m^3$;其中长江中游、长江三角洲、成渝和哈长城市群拥有较高的产水量.同样地,土壤保持量在生态保护情景下表现出最高水平($7.59\times10^{11}t$),而在耕地保护情景下表现出最低水平($7.58\times10^{11}t$);土壤保持量较高的城市群主要分布在中国南部,包括长江中游、成渝、长江三角洲和粤闽浙沿海城市群.生态保护情景下,城市群拥有最高的碳储存量($4.77\times10^{10}t$);自然增长情景下,城市群的碳储存量最低($4.76\times10^{10}t$);哈长、长江中游、京津冀和长江三角洲城市群的碳储存量较高.生境质量水平在生态保护情景下最优,均值为 0.52:而在城镇发展情景下,城市群的生境质量水平较低,其均值为 0.50;其中滇中和黔中城市群的生境质量水平较高.

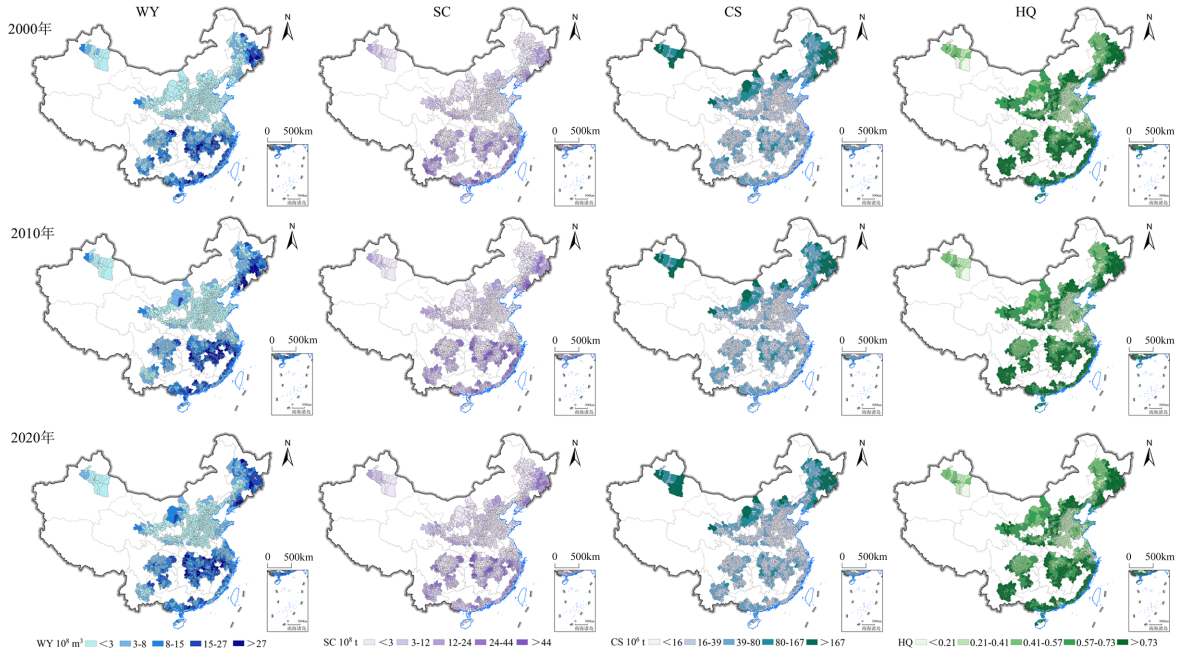


图 5　2000~2020 年生态系统服务空间格局

Fig.5　Spatial distribution of ecosystem services from 2000 to 2020

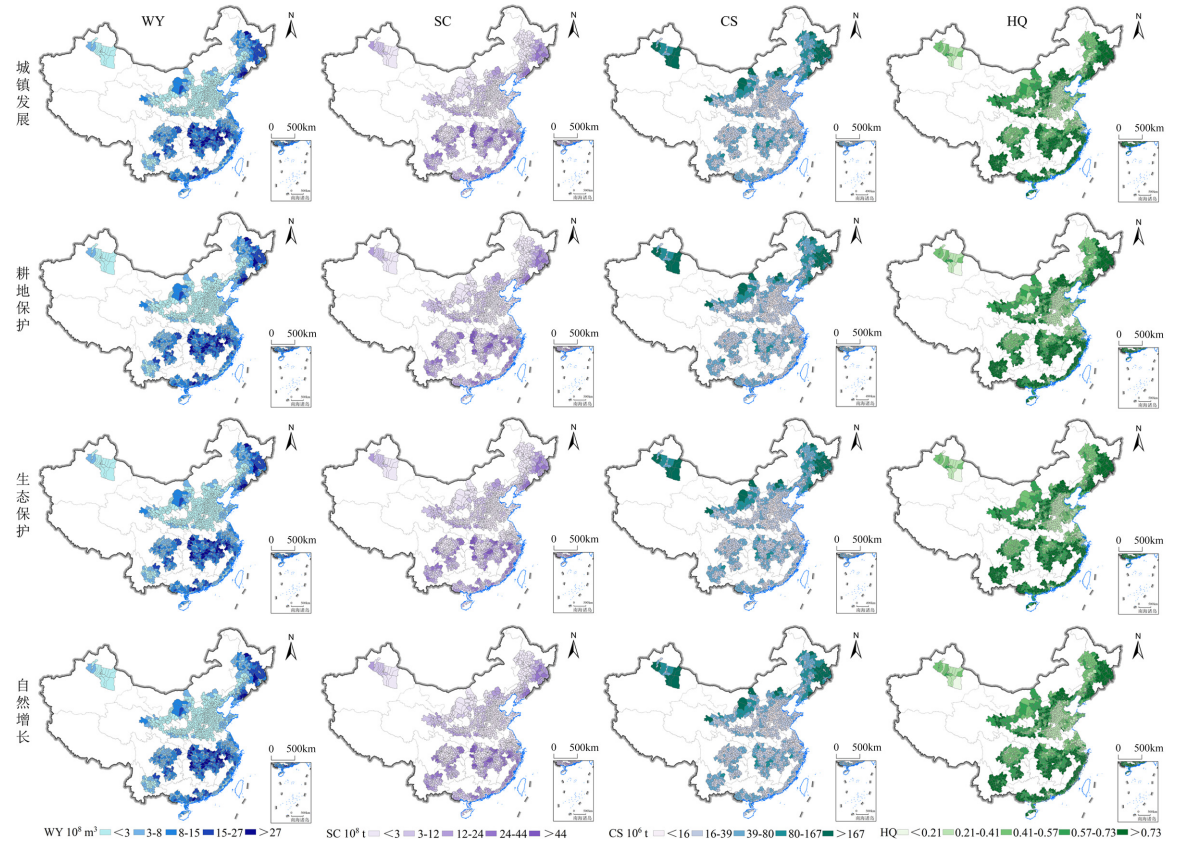


图 6　2030 年多情景下生态系统服务空间格局

Fig.6　Spatial distribution of ecosystem services under multiple scenarios in 2030

审图号:GS(2019)1827.图中展示的是各情景下生态系统服务的空间分布格局,旨在体现空间异质性特征.城市群尺度上的总量差异分析见文中描述

3.3　2000~2030 年中国城市群生态系统服务权衡协同时空特征

如图 7 所示,2000、2010 和 2020 年各类生态系统服务之间的系数均在 0.001 水平上相关性显著,且

相关性系数均为正值.由此得出,2000~2020 年,城市群各类生态系统服务间呈现协同关系,且协同程度在不同生态系统服务间存在明显的差异性.其中,协同程度最高的是产水服务−土壤保持,系数均值为0.753,表明合理的土地管理和水资源调控政策有效提升了水土保持功能;其次是土壤保持−生境质量、产水服务−生境质量和产水服务−碳储存,系数均值分别为 0.602、0.536 和 0.429;土壤保持−碳储存和碳储存−生境质量的协同程度最低,系数均值分别为0.381 和 0.368.对 2000 年和 2020 年的相关性系数进行比较,进一步得到了 2000~2020 年的权衡关系变化图,结果显示,产水服务−土壤保持、产水服务−碳储存、土壤保持−碳储存和碳储存−生境质量的协同程度整体上呈现上升趋势;而产水服务−生境质量的协同程度整体上呈现下降的趋势;土壤保持−生境质量的协同程度则没有发生明显变化.

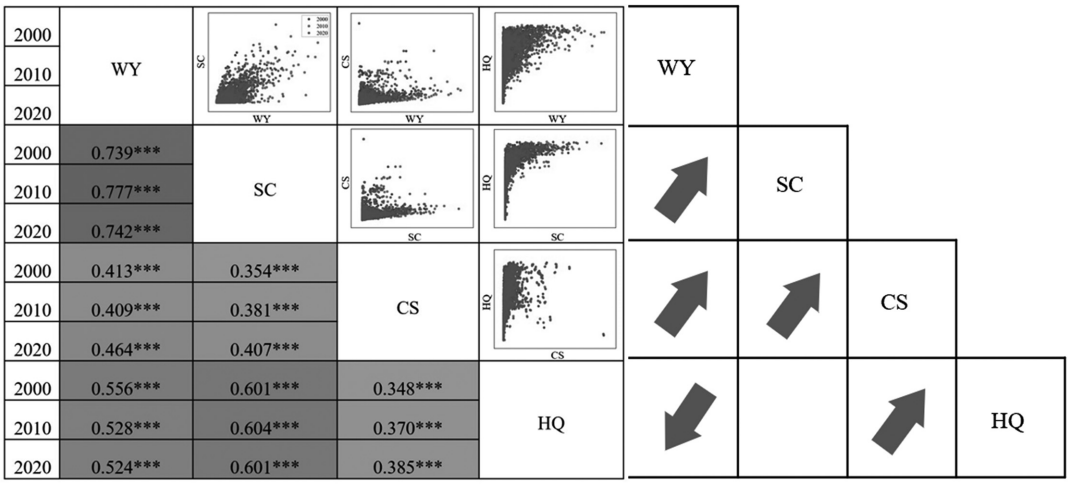


图 7 2000~2020 年生态系统服务权衡协同关系变化

Fig.7 Changes in trade−offs and synergies between ecosystem services from 2000 to 2020

***在 0.001 级别(双尾),相关性显著

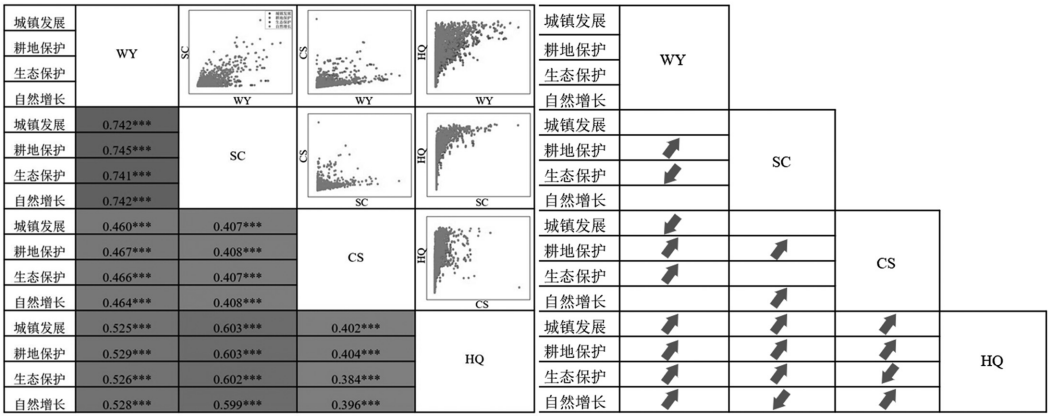


图 8 2020~2030 年多情景下生态系统服务权衡协同关系变化

Fig.8 Changes in trade−offs and synergies between ecosystem services under multiple scenarios from 2020 to 2030

***在 0.001 级别(双尾),相关性显著

如图 8 所示,产水服务−土壤保持的协同程度在耕地保护情景下最高,系数为 0.745;而生态保护情景下的协同程度最低,系数为 0.741.产水服务−碳储存在耕地保护情景下表现出最高的协同程度,系数为0.467;在城镇发展情景下则表现出最低的协同程度,系数为 0.460.产水服务−生境质量的协同程度在耕地保护情景下表现出最高水平,系数为 0.529;在城镇发展情景下表现出最低水平,系数为 0.525.耕地保护和自然增长情景下土壤保持−碳储存的协同程度(0.408)略高于城镇发展情景和生态保护情景下的协同程度(0.407).土壤保持−生境质量的协同程度在城镇发展和耕地保护情景下最高,系数均为 0.603;其在

自然增长情景下的协同程度最低,系数为 0.599.碳储存-生境质量在耕地保护情景下呈现出最高的协同程度,系数为 0.404;在生态保护情景下协同程度呈现最低水平,系数为 0.384.

产水服务-土壤保持的协同程度在耕地保护情景下表现出上升趋势;而在生态保护情景下表现出下降趋势;在城镇发展和自然增长情景下,其协同程度未发生明显变化.产水服务-碳储存的协同程度在城镇发展情景下呈现下降的趋势;在耕地保护和生态保护情景下呈现上升的趋势;在自然增长情景下保持稳定.产水服务-生境质量的协同程度在不同发展情景下均表现出上升的特征.在耕地保护和自然增长情景下,土壤保持-碳储存的协同程度上升;而在城镇发展和生态保护情景下,两者未发生明显变化.土壤保持-生境质量的协同程度,除在自然增长情景下呈现下降的趋势外,其他情景下均呈现出上升的趋势.生态保护情景下,碳储存-生境质量的协同程度有所下降,其他情景下均有所上升.

图 7 与图 8 所反映的是城市群整体尺度的权衡协同关系,而图 9 与图 10 基于单个城市群尺度进行分析,更能揭示各城市群生态系统服务之间的空间差异性与区域性权衡协同特征.

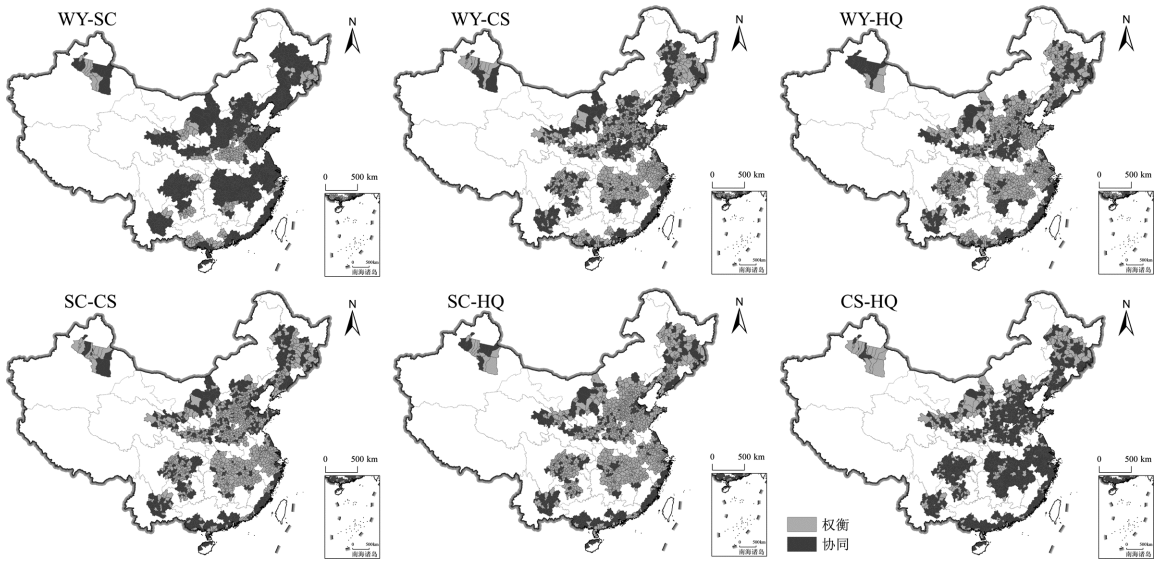


图 9　2000~2020 年生态系统服务权衡协同空间格局

Fig.9　Spatial distribution of trade-offs and synergies between ecosystem services from 2000 to 2020

审图号:GS(2019)1827

2000~2020 年,中国北部城市群的权衡区域总体上明显多于中国南部城市群(图 9).产水服务-土壤保持整体上呈现协同关系,协同关系面积占 78%,权衡区域主要分布在宁夏沿黄城市群和中原城市群,主要是因为受半干旱气候带水资源短缺的限制.产水服务-碳储存、产水服务-生境质量、土壤保持-碳储存和土壤保持-生境质量的相互作用关系主要表现为权衡关系,权衡关系面积占比分别为 60%、63%、67%和 73%,主要分布在长江中游城市群和长江三角洲城市群,这表明土地资源集中用于经济发展和城市扩张,使得生态系统服务之间的冲突加剧.碳储存-生境质量整体上呈现协同关系,协同关系面积占比为 79%,权衡区域主要分布在天山北坡城市群和呼包鄂榆城市群.

生态保护情景和耕地保护情景下的各生态系统服务之间均以协同关系为主(图 10).城镇发展情景下,产水服务-碳储存和土壤保持-碳储存以权衡关系为主,面积占比分别为 53%和 65%,反映出城市扩张对生态过程的干扰加剧;产水服务-土壤保持、产水服务-生境质量、土壤保持-生境质量和碳储存-生境质量则主要表现为协同关系,面积占比分别为 59%、65%、53%和 77%.耕地保护情景下,各类生态系统服务的协同区域均多于权衡区域,产水服务-土壤保持、产水服务-碳储存、产水服务-生境质量、土壤保持-碳储存、土壤保持-生境质量和碳储存-生境质量的协同关系面积占比分别为 79%、51%、78%、59%、79%和 69%,其中产生服务-土壤保持表现出高度协同,说明耕地保护不仅维持农业生产,也有助于生态系统服务的提升.

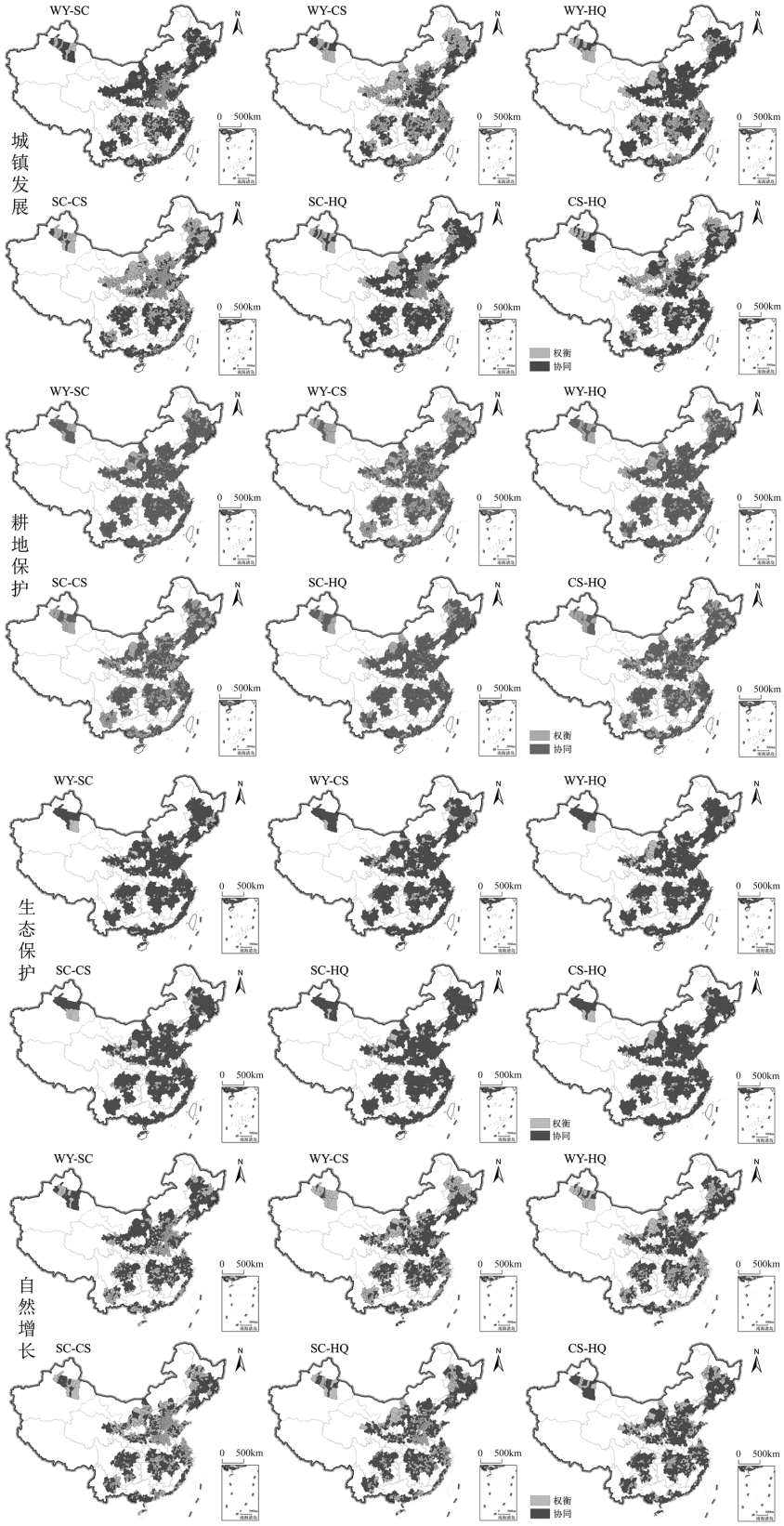


图 10 2020~2030 年多情景下生态系统服务权衡协同空间格局

Fig.10 Spatial distribution of trade-offs and synergies between ecosystem services under multiple scenarios from 2020 to 2030

生态保护情景下,各类生态系统服务之间同样以协同关系为主,且协同水平明显高于耕地保护情景,突显出森林、湿地等关键生态单元保护的重要性.具体地,产水服务-土壤保持、产水服务-碳储存、

产水服务-生境质量、土壤保持-碳储存、土壤保持-生境质量和碳储存-生境质量的协同关系面积占比分别为 91%、90%、91%、90%、94%和 93%.在自然增长情景下,产水服务-土壤保持和产水服务-碳储存的协同关系面积占比相同,为 55%;产水服务-生境质量和碳储存-生境质量的协同关系面积占比分别为 57%和 75%;土壤保持-碳储存和土壤保持-生境质量整体上呈现权衡关系,其权衡关系面积占比分别为 64%和 53%.

4　结论与建议

4.1　结论

4.1.1　2000~2020 年,中国城市群土地利用格局表现为建设用地和水域持续扩张,耕地、林地和草地和未利用地的面积持续减少.不同地类之间的转入转出较为频繁,耕地、林地和草地的转移最为显著.2030 年,不同情景下土地利用结构存在显著差异,生态保护情景下林地、草地、未利用地与湿地面积最大,城镇发展情景下建设用地扩张最为显著,耕地保护情景则有效维持耕地面积.

4.1.2　2000~2020 年,中国城市群的产水量和土壤保持量呈现“先增加后减少”的趋势,而碳储存量和生境质量则持续下降.空间上,南方城市群生态系统服务水平明显优于北方城市群.2030 年,生态保护情景下,四类生态系统服务均表现出最高水平.

4.1.3　2000~2020 年,中国城市群生态系统服务整体以协同关系为主,其中产水服务-土壤保持的协同程度最高;碳储存-生境质量的协同程度最低,但呈现逐年上升趋势.空间上,长江中游和长江三角洲城市群产水服务与碳储存、生境质量的权衡关系较为明显,而在宁夏沿黄和中原城市群,产水服务-土壤保持呈现权衡关系.

4.1.4　2030 年多情景模拟表明不同政策路径对生态系统服务协同机制具有显著影响.耕地保护情景下,产水服务-土壤保持表现出高度协同;生态保护情景下,各类生态系统服务之间均以协同关系为主.相比之下,城镇发展情景下产水服务-碳储存和土壤保持-碳储存冲突明显.自然增长情景下,土壤保持-碳储存和土壤保持-生境质量整体上呈现权衡关系,生态系统稳定性面临风险.

4.2　建议

4.2.1　以生态优先为导向,构建差异化的土地利用管控策略　情景模拟结果显示,生态保护情景下生态系统服务水平表现最优;耕地保护情景在兼顾生态功能的同时显著保障了农业生产空间,而自然增长和城镇发展情景下各生态系统服务普遍退化、权衡关系突出.基于此,应构建“生态保护为核心、耕地安全为支撑、城镇集约为原则”的土地利用体系.具体而言,应以生态保护情景为参照,划定并严格管控城市群生态保护红线,优先保护林地、湿地等高价值生态空间.在中原、长江中游城市群等耕地资源承压显著但生态系统服务协同较强的区域,应强化“数量-质量-生态”一体化耕地保护体系.在建设用地扩张趋势明显的京津冀、珠江三角洲城市群,应转向以存量更新为主导的发展模式,控制新增建设用地占用生态空间.

4.2.2　强化生态系统服务协同调控,优化空间功能配置　推动生态系统服务协同优化,需要结合城市群生态环境差异,实施精准化管理措施.模拟结果表明,南方湿润区(如长江三角洲、珠江三角洲)产水服务与土壤保持的协同关系显著,宜通过强化流域综合治理、水源涵养林建设等方式进一步提升协同水平.而在北方干旱半干旱区(如宁夏沿黄、呼包鄂榆等),水资源短缺导致产水服务与其他生态系统服务存在权衡关系,应优先发展节水型生态工程,如人工湿地、精准灌溉等,以缓解生态系统服务冲突.此外,快速城镇化地区(如京津冀、成渝)碳储存与生境质量协同度偏低,需加强城市绿地系统建设,推进森林城市和城市生态廊道布局,提升城市生态网络的完整性与生态系统稳定性.

4.2.3　完善空间优化与生态补偿机制,缩小不同城市群之间的生态收益差距　情景模拟揭示了生态系统服务供需关系的空间失衡特征,未来城镇发展情景下生态系统服务向生态保护区域的外部溢出将更为显著.为此,应以模拟结果为依据,重构基于“服务供给能力+空间调节价值”的生态补偿机制.针对生态贡献高、发展受限的地区(如滇中、黔中),应探索“结果导向+模拟预期”相结合的财政转移机制,按照服务提升幅度与区域贡献进行动态补偿;在耕地保护情景表现突出的中原、长江中游等城市群,应推动耕地保护与生态系统服务协同补偿机制,将碳汇、水源涵养等功能纳入补偿范围;在建设用地扩

张潜力大的珠江三角洲、京津冀等地区,可结合模拟结果推进跨区域用地调剂机制,实现“生态空间输出—建设指标调入—生态价值补偿”的联动治理.

4.2.4 强化情景模拟与动态监测机制,提升政策调整的科学性和适应性 为提升政策调适的科学性与前瞻性,需建立基于情景模拟的动态监测与反馈机制,强化生态系统服务管理的系统性与适应性.建议依托 PLUS、InVEST 等模型构建典型城市群(如京津冀、长江三角洲、成渝)的生态系统服务实时评估平台,跟踪政策实施成效,及时调整空间规划策略.同时,在生态脆弱区域(如宁夏沿黄、呼包鄂榆)开展生态修复和政策试点,探索差异化管理路径,并建立“模拟—实施—反馈”的闭环式治理机制.在此基础上,将生态系统服务改善成效纳入地方政府考核体系,有助于推动各地形成以生态绩效为导向的土地利用决策逻辑,增强政策执行的主动性与持续性.

参考文献:

[1] 申嘉澍,李双成,梁 泽,等.生态系统服务供需关系研究进展与趋势展望 [J]. 自然资源学报, 2021,36(8):1909-1922.
Shen J S, Li S C, Liang Z, et al. Research progress and prospect for the relationships between ecosystem services supplies and demands [J]. Journal of Natural Resources, 2021,36(8):1909-1922.

[2] 黄贤凤,勾 容,苏维词.贵州省生态系统服务权衡/协同与簇情景模拟 [J]. 中国环境科学, 2025,45(2):966-980.
Huang X F, Gou R, Su W C. Scenario simulation of ecosystem service tradeoff-synergy and bundles in Guizhou Province [J]. China Environmental Science, 2025,45(2):966-980.

[3] 黄木易,汤玉茹,郭 芹,等.基于权衡协同效应的安徽省生态功能区识别及情景模拟 [J]. 中国环境科学, 2025,45(1):450-464.
Huang M Y, Tang Y R, Guo Q, et al. Identification of ecological function areas and multi-scenario simulation study in Anhui Province based on trade-off/synergy effect [J]. China Environmental Science, 2025,45(1):450-464.

[4] Zhang Y, Li J, Liu X F, et al. Do carbon sequestration and food security in urban and rural landscapes differ in patterns, relationships, and responses? [J]. Applied Geography, 2023,160:103100.

[5] Gu Q, Wang H, Zheng Y, et al. Ecological footprint analysis for urban agglomeration sustainability in the middle stream of the Yangtze River [J]. Ecological Modelling, 2015,318:86-99.

[6] 方创琳.新发展格局下的中国城市群与都市圈建设 [J]. 经济地理, 2021,41(4):1-7.
Fang C L. Chin’s urban agglomeration and metropolitan area construction under the new development pattern [J]. Economic Geography, 2021,41(4):1-7.

[7] 金 贵,郭柏枢,成金华,等.基于资源效率的国土空间布局及支撑体系框架 [J]. 地理学报, 2022,77(3):534-546.
Jin G, Guo B S, Cheng J H, et al. Layout optimization and support system of territorial space: An analysis framework based on resource efficiency [J]. Acta Geographica Sinica, 2022,77(3):534-546.

[8] Wang Y, Fu Q, Guo J, et al. Unveiling the dynamics of urbanization and ecosystem services: Insights from the Su-Xi-Chang Region, China [J]. npj Urban Sustainability, 2024,4(1):36.

[9] Wood L S, Jones K S, Johnson A J, et al. Distilling the role of ecosystem services in the Sustainable Development Goals [J]. Ecosystem Services, 2018,29:70-82.

[10] Parkes M. Personal commentaries on “Ecosystems and human well-being: Health synthesis—A report of the millennium ecosystem assessment” [J]. EcoHealth, 2006,3(3):136-140.

[11] 周李磊,苏湘媛,向洪莉,等.重庆市生态系统服务与人类福祉耦合关系模拟 [J]. 中国环境科学, 2023,43(5):2560-2573.
Zhou L L, Su X Y, Xiang H L, et al. Simulation of the coupling relationship between ecosystem services and human well-being in Chongqing [J]. China Environmental Science, 2023,43 (5):2560-2573.

[12] Nelson E, Mendoza G, Regetz J, et al. Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales [J]. Frontiers in Ecology and the Environment, 2009,7(1):4-11.

[13] Zeng J, Xu J, Li W, et al. Evaluating trade-off and synergies of ecosystem services values of a representative resources-based urban ecosystem: A coupled modeling framework applied to Pan Zhi Hua City, China [J]. Remote Sensing, 2022,14(20):5282.

[14] Haoran D, Ning X. Assessing social values for ecosystem services in rural areas based on the SolVES Model: A case study from Nanjing, China [J]. Forests, 2022,13(11):1877-1877.

[15] 白婷婷,徐 栋,武少腾.生态系统服务时空交互特征及其驱动力:以海南岛为例 [J]. 中国环境科学, 2023,43(11):5961-5973.
Bai T T, Xu D, Wu S T. Spatial and temporal changes of ecosystem services and driving forces: A case study of Hainan Island [J]. China Environmental Science, 2023,43(11):5961-5973.

[16] Kang L, Yang X, Gao X, et al. Landscape ecological risk evaluation and prediction under a wetland conservation scenario in the Sanjiang Plain based on land use/cover change [J]. Ecological Indicators, 2024, 162:112053.

[17] 王端睿,毛德华,王宗明,等.东北地区土地覆被格局变化模拟:基于CLUE-S 和 Markov-CA 模型的对比分析 [J]. 地理科学, 2024, 44(2):329-339.
Wang D R, Mao D H, Wang Z M, et al. Simulation of land cover pattern changes in the Northeast China: A comparative analysis based on CLUE-S and Markov-CA models [J]. Scientia Geographica Sinica, 2024,44(2):329-339.

[18] Li L, Huang X, Wu D, et al. Construction of ecological security pattern adapting to future land use change in Pearl River Delta, China [J]. Applied Geography, 2023,154:102946.

[19] Cai G, Xiong J, Wen L, et al. Predicting the ecosystem service values and constructing ecological security patterns in future changing land use patterns [J]. Ecological Indicators, 2023,154:110787.

[20] Feng, Y, Tong, X. Incorporation of spatial heterogeneity-weighted neighborhood into cellular automata for dynamic urban growth simulation [J]. GIScience & Remote Sensing, 2019,56(7):1024-1045.

[21] Verburg P H, Soepboer W, Veldkamp A, et al. Modeling the spatial

dynamics of regional land use: the CLUE-S model [J]. Environmental management, 2002,30(3):391-405.

[22] Zhang T, Liu S, Wang M, et al. Integrating dual evaluation and FLUS model for land use simulation and urban growth boundary delineation in production-living-ecology spaces: A case study of Central Harbin, China [J]. Geocarto International, 2024,39(1):2392881.

[23] Su Y, Feng Q, Liu W, et al. Improved understanding of trade-offs and synergies in ecosystem services via fine land-use classification and multi-scale analysis in the arid region of northwest China [J]. Remote Sensing, 2023,15(20):4976.

[24] 杨强强,章　翩,邱小琮,等.宁夏回族自治区生态系统服务时空变化及其权衡研究 [J]. 中国环境科学, 2023,43(10):5453-5465.
Yang Q Q, Zhang P, Qiu X C, et al. Spatiotemporal changes and trade-off analysis of ecosystem services in Ningxia Hui Autonomous Region [J]. China Environmental Science, 2023,43(10):5453-5465.

[25] 许　静,刘　慧.甘肃省生态系统服务权衡协同关系评估与预测 [J]. 中国环境科学, 2024,44(4):1863-1874.
Xu J, Liu H. Assessment and prediction of ecosystem services trade-offs and synergies relationships in Gansu Province [J]. China Environmental Science, 2024,44(4):1863-1874.

[26] 李春莹,李桂娥,李　杰,等.长江三角洲城市群生态系统服务协同权衡的时空异质性 [J]. 中国环境科学, 2024,44(2):992-1006.
Li C Y, Li G E, Li J, et al. Trade-offs and synergies of ecosystem services in Yangtze River delta urban agglomeration: A spatiotemporally analysis approach [J]. China Environmental Science, 2024,44(2): 992-1006.

[27] Liu X, Li Y, Lu J, et al. Urban growth simulation guided by ecosystem service trade-offs in Wuhan metropolitan area: Methods and implications for spatial planning [J]. Ecological Indicators, 2024,167: 112687.

[28] Zhou K, Wu J, Fan J, et al. Drivers of regional environmental pollution load and zoning control: A case study of the Yangtze River Economic Belt, China [J]. Chinese Geographical Science, 2022,32(1):31-48.

[29] 董　昕,张朝辉,刘晓霖.中国城市群的发展测度:基于 19 个主要城市群 [J]. 区域经济评论, 2024,(2):100-110.
Dong X, Zhang Z H, Liu X L. Measuring the development of urban agglomerations in China: Based on 19 major urban agglomerations [J]. Regional Economic Review, 2024,(2):100-110.

[30] 方创琳.中国城市群研究取得的重要进展与未来发展方向 [J]. 地理学报, 2014,69(8):1130-1144.
Fang C L. Progress and future direction of research into urban agglomeration in China [J]. Acta Geographica Sinica, 2014,69(8): 1130-1144.

[31] 赵霁雨,崔　柳,王　佳,等.基于土地利用模拟预测模型分析的城市绿色空间发展多情景模拟及建设时序研究——以湛江市中心城区为例 [J]. 生态学报, 2023,43(15):6307-6320.
Zhao J Y, Cui L, Wang J, et al. Multi-scenario simulation of urban green space development and construction Timeline based on PLUS model analysis: A case study of the central Zhanjiang City [J]. Acta Ecologica Sinica, 2023,43 (15):6307-6320.

[32] Chen W, Wang G, Gu T, et al. Simulating the impact of urban expansion on ecosystem services in Chinese urban agglomerations: A multi-scenario perspective [J]. Environmental Impact Assessment Review, 2023,103:107275.

[33] Cheng K, Yang H T, Tao S L, et al. Carbon storage through China's planted forest expansion [J]. Nature Communications, 2024,15(1): 4106.

[34] 董思纯,祁玉馨,刘伊卓,等.资源型城市产水量时空演变特征及驱动因素研究——以大庆市为例 [J]. 水资源与水工程学报, 2024,35(6): 42-53.
Dong S C, Qi Y X, Liu Y Z, et al. Temporal and spatial evolution characteristics and driving factors of water yield in resource-based cities: A case study of Daqing City [J]. Journal of Water Resources and Water Engineering, 2024,35(6):42-53.

[35] 刘振坤,刘　峰,郑光辉,等.基于RUSLE模型的青藏高原土壤保持功能定量评价.土壤, 2024,56(1):173-181.
Liu Z K, Liu F, Zheng G H, et al. Quantitative evaluation of soil conservation function in the Qinghai-Tibet Plateau based on the RUSLE model [J]. Soils, 2024,56(1):173-181.

[36] 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.
Zhang X R, Zhou J, Li M M. Analysis on spatial and temporal changes of regional habitat qulity based on the spatial pattern reconstruction of land use [J]. Acta Geographica Sinica, 2020,75(1):160-178.

[37] 解铭威,冉　藜,贾文贞,等.忻州市生态系统服务时空变化及城镇化响应 [J]. 中国环境科学, 2024,44(8):4557-4566.
Xie M W, Ran L, Jia W Z, et al. Spatiotemporal changes of ecosystem services and their response to urbanization in Xinzhou City [J]. China Environmental Science, 2024,44(8):4557-4566.

[38] Feng X, Zhang T, Feng P, et al. Evaluation and tradeoff-synergy analysis of ecosystem services in Luanhe River Basin [J]. Ecohydrology, 2022,15(8):e2473.

[39] Xiang H, Zhang J, Mao D, et al. Identifying spatial similarities and mismatches between supply and demand of ecosystem services for sustainable Northeast China [J]. Ecological Indicators, 2022,134: 108501.

[40] 陈田田,彭　立,王　强.基于生态系统服务权衡的生态安全多情景决策 [J]. 中国环境科学, 2021,41(8):3956-3968.
Chen T T, Peng L, Wang Q. Scenario decision of ecological security based on the trade-off among ecosystem services [J]. China Environmental Science, 2021,41(8):3956-3968.

[41] 权小丫,苏维词,勾　容,等.FAST 宁静区生态系统服务时空分异特征及权衡/协同关系分析 [J]. 中国环境科学, 2024,44(9):5145-5159.
Quan X Y, Su W C, Gou R, et al. Analysis on spatio-temporal distribution characteristics and tradeoff-synergy of ecosystem services in the FAST Tranquility zone [J]. China Environmental Science, 2024,44(9):5145- 5159.

作者简介：张　宇(2001-),女,湖南浏阳人,中国地质大学(武汉)硕士研究生,研究方向为国土空间优化治理.yuzhang2001@cug.edu.cn.