

DOI: 10.20103/j.stxb.202303290605

夏哲一, 刘黎明, 袁承程, 魏雪, 黄家嗣, 王怡. 基于社会-生态耦合视角的城市边缘区生境服务评估与分区. 生态学报, 2024, 44(4): 1501-1513.

Xia Z Y, Liu L M, Yuan C C, Wei X, Huang J S, Wang Y. Assessment and zoning of habitat services in urban fringe areas from the perspective of social-ecological coupling. Acta Ecologica Sinica, 2024, 44(4): 1501-1513.

基于社会-生态耦合视角的城市边缘区生境服务评估与分区

夏哲一¹, 刘黎明^{1,*}, 袁承程¹, 魏雪², 黄家嗣¹, 王怡³

1 中国农业大学土地科学与技术学院, 北京 100193

2 河南师范大学公共政策与社会管理创新研究中心, 新乡 453000

3 中国农业大学园艺学院, 北京 100193

摘要: 城市边缘区是城市和乡村交接的社会-生态脆弱区, 科学评估其生境服务, 对于生物多样性保护与地区可持续发展具有重要意义。在生境服务评估中将社会和生态视角进行整合, 有利于制订具有接受度和包容性的保护与管理策略。以上海市青浦区为例, 基于社会-生态耦合视角构建“生境质量-生境感知”的生境服务评估框架, 综合 InVEST 模型和 SolVES 模型开展评估, 采用耦合协调度模型分析生境质量和生境感知的耦合协调关系, 利用地理探测器探究协调空间分异的影响因素, 并进行生境服务分区。结果表明: (1) 研究区生境质量整体处于较低水平, 空间分布呈“西高东低”格局; 生境感知空间分布则多临近水系呈“条带状”格局。(2) 生境质量与生境感知的耦合协调程度为轻度失调, 且失调单元较多。(3) 社会经济因素为耦合协调空间分异的主要影响因素, 且多与景观格局因素共同作用。(4) 基于生境质量和生境感知的匹配与耦合协调关系, 可将研究区划分为 4 大类、12 小类生境服务区, 以进行针对性保护与管理。研究结果可为促进人与自然和谐共生的生境综合保护提供参考依据。

关键词: 社会-生态系统; 生境质量; 感知; InVEST 模型; SolVES 模型; 城市边缘区

Assessment and zoning of habitat services in urban fringe areas from the perspective of social-ecological coupling

XIA Zheyi¹, LIU Liming^{1,*}, YUAN Chengcheng¹, WEI Xue², HUANG Jiasi¹, WANG Yi³

1 College of Land Science and Technology, China Agricultural University, Beijing 100193, China

2 Center for Public Policy and Social Management Innovation Research, Henan Normal University, Xinxiang 453000, China

3 College of Horticulture, China Agricultural University, Beijing 100193, China

Abstract: Urban fringe areas are social-ecological vulnerable areas at the interface of urban and rural areas, and their habitats are deeply influenced by urban expansion and rural urbanization. Assessing the plural values of habitat services in urban fringe areas is crucial for environmental protection and sustainable development. Most of the current studies on habitat services, however, either focus on biophysical processes and ecological quality or consider social perceptions, and studies integrating both remain rare in urban fringe areas. This could be detrimental to the formulation of conservation and management strategies with broad acceptance. Taking Qingpu District in Shanghai as an example, we collected its physical geographic and land use/land cover data, and obtained residents' perceptions through a questionnaire survey including participatory mapping ($n = 223$). We used the InVEST model and SolVES model to assess habitat quality and habitat perceptions, respectively, from the perspective of social-ecological analysis. Furthermore, we analyzed the coupling

基金项目: 国家自然科学基金项目(42271105, 42071284, 42001224); 中央高校基本科研业务费专项基金项目(2021TC072)

收稿日期: 2023-03-29; 网络出版日期: 2023-11-27

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: liulm@cau.edu.cn

<http://www.ecologica.cn>

coordination relationship between them using the coupling coordination degree model, and investigated the influencing factors of the variation of the coupling coordination using Geodetector. We finally developed habitat services conservation and management zoning based on the above. Our results showed that: (1) the habitat degradation of the study area was at a relatively weak degradation level, with a mean value of 0.224. Habitat quality was at a relatively low level, with a mean value of 0.340, and the spatial pattern was high in the west and low in the east. In terms of social value, an average of 1.37 points of habitat perceptions were mapped per person. These points were distributed mostly in public green areas, water areas, and several villages with good greenery. The spatial distribution of habitat perceptions was more even, with moderate and high values distributed in striped patterns along the water areas. (2) The coupling and coordination of habitat quality and habitat perceptions were in mild incoordination, with a mean value of 0.428. There were more units in mild incoordination, with a percentage of 35.90%. The spatial pattern of coupling and coordination was also high in the west and low in the east. (3) Socio-economic factors (e.g., GDP and road density) were the main influencing factors of the spatial heterogeneity of coupling and coordination, and they mostly interacted with landscape pattern factors (e.g., patch richness and Shannon diversity) to enhance the explanation level of spatial variation. No significant influences were found for landscape connectivity on the spatial heterogeneity of coupling and coordination. (4) Based on the high-low matching level as well as the coupling and coordination relationship between habitat quality and perceptions, the study area could be divided into four major categories and twelve subcategories. Targeted conservation and management strategies were proposed for each area based on local conditions. Our study integrated the complementary intrinsic value and relational value, and the results could provide a basis for comprehensive habitat conservation that promotes coordinated development of ecology and society as well as harmonious coexistence between people and nature.

Key Words: social-ecological systems; habitat quality; perceptions; InVEST model; SolVES model; urban fringe areas

生境又称栖息地,为生物个体、种群或群落生活与繁衍的环境^[1]。生境服务(habitat services)在“千年生态系统评估”中属于生态系统支持服务类别^[2],是为物种提供生存空间、维护生物多样性从而维持人类福祉的一项服务^[3-5],也是提供其它生态系统服务的必要先决条件^[6]。城市边缘区作为城市和乡村交接的过渡地带,是人类社会和自然环境频繁交互的社会-生态脆弱区,其生境服务受到城市扩展和乡村城镇化的深刻影响^[7-8]。一方面,城市用地扩展和人类活动干扰造成了自然生境的大量丧失和破碎化,导致了生境服务的衰退^[9-10];另一方面,随着城镇化水平的提高和居民生活方式的转变,社会对生态环境的保护意识逐渐增强^[11],部分管理者尝试通过绿色基础设施建设来维持生境^[12]。城市边缘区的这些多样化特征表明,需要采取综合性视角对生境服务进行合理评估,既要在生态层面维持生境服务的持续提供,也需在社会层面减少干扰并同时满足居民对服务的合理诉求,从而促进地区的可持续发展。

目前,生境服务评估研究主要涉及生态维度,即生态系统的内在特征对于物种或生态系统健康维持的贡献^[6,13]。生态维度评估多基于物种尺度与景观尺度开展^[14],其中,物种尺度研究往往采用样方法与样线法进行实地调查,并计算物种多样性指数来表征异质性^[15];景观尺度研究则运用3S技术与生态模型等手段^[16],基于土地利用/覆被量化生境质量^[4]或生境适宜性^[5]等指标,并进一步探讨景观异质性与生物多样性的关联与反推改善措施^[17]。同时,亦有研究涉及生境服务的社会维度,即人类从生境中获得的或对其赋予的价值^[18]。社会维度评估聚焦于景观尺度,采用问卷、访谈和参与式制图等社会调查方式,捕捉人们对服务的感知^[19]。社会维度研究也进一步与公民科学获取的数据相结合开展评价,从而充分发挥社会在生境保护中的作用^[20]。然而,生境服务的生态与社会评估往往被分开考虑^[21],需要将这两个维度进一步整合分析,使研究结果与保护决策具有可行性、包容性并被社会所接纳^[21-22],从而实现人与自然和谐共生的发展目标。

社会-生态耦合视角为生境服务的综合评估提供了一个新颖的框架^[23]。这一分析视角来源于社会-生态系统研究^[24],其将景观视为局域性的人与自然交互作用系统,从社会和生态的交叉整合视角对生态系统服务

进行分析^[25]。生境服务是生态系统与社会系统之间的桥梁,采用社会-生态耦合视角对其进行评估能融合基于土地利用/覆被和专家知识的生态模型,以及基于参与式方法和地方知识的社会感知分析,从而将生物多样性保护与人类福祉维持的目标进行整合以推动地区可持续发展^[22-23]。尤其是对于城市边缘区,其人地互动较为频繁,是自然环境与人类社会相互影响的复杂社会-生态系统,故将“人”的因素纳入研究框架以分析社会与生态的耦合互动关系具有必要性。已有学者基于社会-生态耦合视角开展了生境服务评估研究。例如,Whitehead等^[26]将受威胁物种的分布与物种保护的社会意义同时纳入规划分区中,得到生境保护的优先级。潘健峰等^[27]构建了感知生物多样性价值与生境质量的耦合协调度模型进行综合评估。然而,目前基于该视角的研究案例多聚焦于自然保护地与农业景观^[26,28],对于城市边缘区关注较少;此外,现有研究往往在识别和评估阶段得出结论,缺乏对生境服务影响因素的进一步分析,难以为后续分区保护提供针对性措施。

鉴于此,本研究以位于上海市边缘区的青浦区为例,采用社会-生态耦合分析视角,从生境质量和生境感知两方面评估生境服务,探究两者的空间分布特征;此外,引入耦合协调度模型和地理探测器,分析生境质量和生境感知的相互关联及其空间异质性的影响因素,并对生境服务进行综合分区,从而为生物多样性保护以及社会-生态协调发展提供理论依据与决策参考。

1 研究区与数据来源

1.1 研究区概况

青浦区位于上海市西部,地处长三角中心区,地理范围为 $120^{\circ}53'$ — $121^{\circ}17'E$ 、 $30^{\circ}59'$ — $31^{\circ}16'N$ (图1)。地区总面积 668.54 km^2 ,其中耕地占比 33.86% ,林地占比 14.99% ,水域占比 13.16% ,西北部的淀山湖为上海市最大的淡水湖泊。区内动植物资源丰富,包含红隼(*Falco tinnunculus*)、貉(*Nyctereutes procyonoides*)等国家重点保护野生动物。

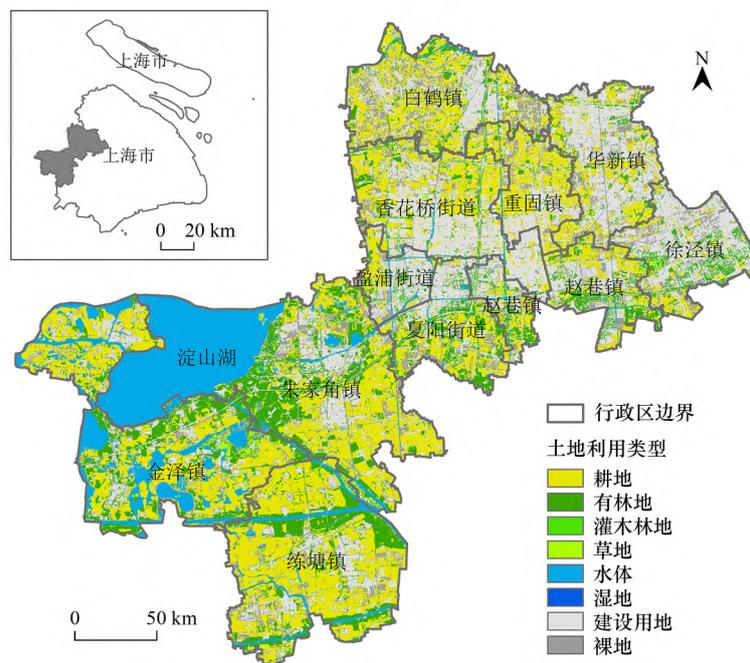


图1 研究区

Fig.1 Study area

近年来,作为城市边缘区的青浦区正经历快速的城镇化过程,人口的集聚和建成区的扩展在推动社会经济发展的同时,也导致了自然生境的减少和景观的破碎化^[29],对该地区生物多样性造成了一定影响。

2019 年,青浦区成为长三角生态绿色一体化发展示范区的核心组成部分,以生态优先、绿色发展为战略导向^[30]。在此背景下,探究该地区生境服务特征对于生态环境保护具有典型意义。

1.2 数据来源与处理

本研究使用的数据包括栅格、矢量及统计数据。其中,栅格数据主要包括:(1)土地利用/覆被数据,来源于欧洲航天局(ESA)基于哨兵影像绘制的2020年全球土地覆被数据集^[31],分辨率10 m,并基于该数据分辨率利用Fragstats 4.2软件计算景观水平(landscape level)的景观指数。(2)DEM数据,来源于ALOS DEM(<https://www.earthdata.nasa.gov/>),分辨率12.5 m。(3)归一化植被指数(NDVI)数据,来源于国家科技基础条件平台-国家生态科学数据中心(<http://www.nesdc.org.cn/>)2020年全国NDVI最大值数据集^[32],分辨率30 m。(4)GDP数据,来源于中国科学院资源环境科学与数据中心(<https://www.resdc.cn/>),并参考杨忍等^[33]的方法采用村域边界进行提取。根据研究区尺度特征,所有栅格数据重采样为10 m。

矢量数据主要包括:(1)SolVES模型所需的参与式制图数据,来源于课题组开展的问卷调查与填图,经数字化而成,具体处理见2.2节。(2)道路数据,来源于OpenStreetMap(<http://download.geofabrik.de/>),采用村域边界进行提取。统计数据为人口数据,来源于2020年《青浦区统计年鉴》(<https://www.shqp.gov.cn/stat/>)及各镇、街道统计年鉴。

2 研究方法

本研究基于Martín-López等改进的生态系统服务价值域的级联模型框架^[34],对城市边缘区生境服务进行评估与综合分区,具体研究方法路线如图2所示。

2.1 InVEST模型

本研究采用InVEST 3.13.0模型的生境质量模块对生境服务的质量层面进行评估。该模块通过分析土地利用类型对不同威胁因子的敏感性计算生境退化度,并进一步得到生境质量。其中,生境退化度计算公式如下:

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

$$i_{rxy} = 1 - \left(\frac{d_{xy}}{d_{rmax}} \right) \quad (2)$$

$$i_{rxy} = \exp \left[- \left(\frac{2.99}{d_{rmax}} \right) d_{xy} \right] \quad (3)$$

式中, D_{xj} 为土地利用类型j中栅格x的生境退化度; R 为威胁因子数量; r 为威胁因子种类; Y_r 为威胁因子r的栅格数; w_r 为威胁因子r权重; r_y 为栅格y的威胁因子数量; i_{rxy} 为栅格y的威胁因子r对栅格x的影响程度; β_x 为生境抗干扰程度; S_{jr} 为土地利用类型j对威胁因子r的敏感性; d_{xy} 为栅格x与栅格y的线性距离; d_{rmax} 为威胁因子r的最大影响距离。

生境质量计算公式如下:

$$Q_{xj} = H_j \left[1 - \left(\frac{D_{xj}^z}{D_{xj}^z + k^z} \right) \right] \quad (4)$$

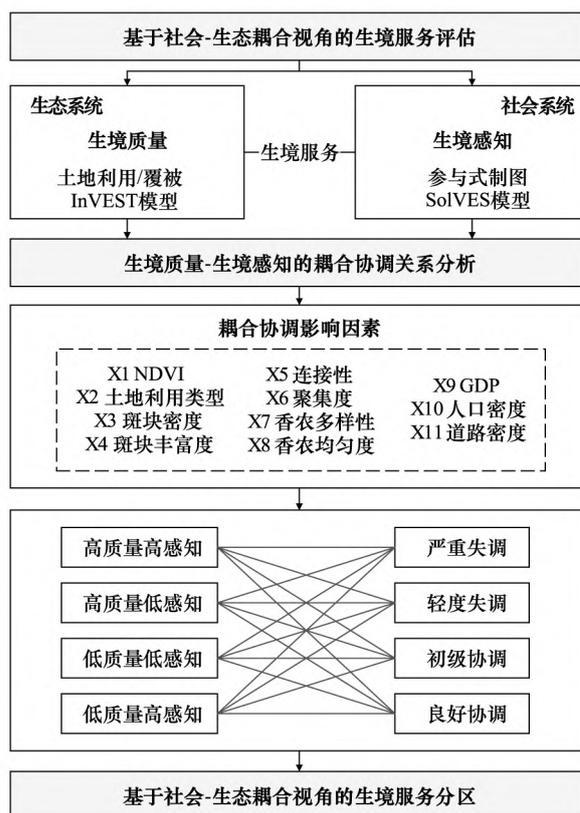


图2 研究方法路线

Fig.2 Research methods and procedures

InVEST: 生态系统服务和权衡的综合评估 Integrated valuation of ecosystem services and tradeoffs; SolVES: 生态系统服务社会价值 Social values for ecosystem services; NDVI: 归一化植被指数 Normalized difference vegetation index; GDP: 国内生产总值 Gross domestic product

式中, Q_{xj} 为土地利用类型 j 中栅格 x 的生境质量; H_j 为土地利用类型 j 的生境适宜度; D_{xj} 为土地利用类型 j 中栅格 x 的生境退化度; z 为常量, 一般取模型默认参数值; k 为半饱和常数, 一般取生境退化度最大值的一半。

根据青浦区实际情况, 本研究将耕地、建设用地、公路和铁路设为威胁因子, 对各威胁因子的权重与最大影响距离, 以及各土地利用类型的生境适宜度与对不同威胁因子的敏感性进行设置。设置的基本原则为: 越自然、越复杂的生境其适宜性越高, 单一人工环境的生境适宜性低; 自然环境对外部威胁因素敏感性最高, 其次是半人工环境, 而人工环境基本不受影响^[35-36]。

关键参数的设置过程分为两步: 第一步, 在 InVEST 模型指导手册推荐值^[35]的基础上, 参考相近研究区的案例研究^[30, 37-39]、城市边缘区的案例研究^[40-41]以及研究区的自身特征(如耕地具有人类活动影响, 但青浦区保留有较多江南传统耕作模式农田, 是重要野生动物的补充栖息地, 具有一定的生境适宜度), 进行初步赋值; 第二步, 参考 Aznarez 等^[17]的研究设计, 邀请熟悉该地区的专家学者对模型输入参数进行咨询与讨论, 根据其建议对设定值进行调整与修正, 最终确定各项参数值, 如表 1 和表 2 所示。

表 1 威胁因子权重与影响距离

Table 1 Threat weights and effective distances

威胁因子 Threat	最大影响距离/km Maximum effective distance	权重 Weight	空间衰减类型 Decay type
耕地 Cropland	0.5	0.3	线性
建设用地 Built-up land	8	0.8	指数
公路 Highway	4	0.4	线性
铁路 Railway	3	0.4	线性

表 2 生境适宜度与对不同威胁因子的敏感性

Table 2 Habitat suitability and sensitivity to different threats

土地利用类型 Land-use type	生境适宜度 Habitat suitability	威胁因子敏感性 Threat sensitivity			
		耕地 Cropland	建设用地 Built-up land	公路 Highway	铁路 Railway
耕地 Cropland	0.7	0	0.5	0.2	0.1
有林地 Forest	1	0.6	0.8	0.7	0.6
灌木林地 Shrubland	0.8	0.4	0.5	0.7	0.6
草地 Grassland	0.75	0.5	0.5	0.2	0.2
水体 Water bodies	0.8	0.7	0.8	0.4	0.4
湿地 Wetland	0.85	0.8	0.9	0.5	0.5
建设用地 Built-up land	0	0	0	0	0
裸地 Bareland	0	0	0	0	0

2.2 参与式制图与 SolVES 模型

本研究采用参与式制图和 SolVES 3.0 模型对生境服务的社会感知进行评估。参与式制图是社会调查方法和 GIS 技术的结合, 可获得受访者主观感知的空间信息, 目前已应用于生态系统服务的社会价值评估^[19]。课题组于 2022 年 8 月在研究区开展参与式制图与问卷调研, 受访者限定为当地居民, 以确保其对研究区的熟悉度和对生境服务社会价值体验的准确性。问卷主要包含 3 个部分: (1) 调研目的介绍与地图识别: 向受访者展示 A3 规格的青浦区卫星影像, 并让受访者在图中识别标志性地地点以建立正确的空间方向^[42]; (2) 社会价值点标绘: 邀请受访者回答生境感知的问卷题项“哪些地方拥有各种各样的动物、植物?”^[43], 并在研究区地图上标记感知生境服务的地点; (3) 受访者人口统计学特征。共发放问卷和填图 227 份, 有效回收 223 份, 有效率 98.24%。受访者中, 男女性别占比分别为 63.18% 和 36.82%; 年龄以 36—55 岁最多, 占 40.72%; 56.82% 拥有大专以上学历, 说明受访者整体教育水平较高, 能较好地理解问卷内容^[43]。

对于参与式制图得到的价值点数据, 本研究利用 SolVES 模型分析其空间分布特征。SolVES 模型采用定

量和空间显式方法评估生态系统服务的社会感知,评估结果由 0—10 的价值指数表示^[44]。模型所需数据包括经数字化后的参与式制图点数据,以及研究区的土地利用类型、高程、坡度、距道路距离和距水系距离 5 种环境图层。具体运行过程如下:(1) 对社会价值点进行平均最近邻分析,并计算平均最近邻比率(R 值)及其标准差(Z 值)判断点数据的空间聚集、随机或离散分布模式;(2) 采用核密度分析探究价值点的总体分布特征;(3) 将归一化的核密度分析与最大熵(MaxEnt)模型相结合,运用机器学习方法估计环境图层约束下最大熵的概率分布,并生成价值指数地图;(4) 统计 ROC 曲线下面积(AUC)以评估模型可靠性,AUC 值大于 0.70 表明模型结果有效^[45]。

2.3 耦合协调度模型

本研究采用耦合协调度模型判别生境质量和生境感知的耦合协调关系。研究选择村域作为分析单元(共计 195 个村域管理单元,包括 184 个行政村、10 个中心区以及 1 个淀山湖单元)。除淀山湖单元外,青浦区村域单元面积的变化与差别较小;且村域单元是国土空间规划中生态保护在空间上落实的最小单元^[46],以其为评估单元能明确生境保护要求下各村域生态系统与社会系统的协调发展程度与方向定位。首先,为了使生境感知的评估结果范围与归一化生境质量(0—1)相匹配,将感知结果值进行 0—1 缩放至同一区间。然后,在 ArcGIS 中采用自然断点法将耦合协调度划分为 4 个等级:严重失调、轻度失调、初级协调和良好协调^[47]。计算公式如下:

$$D = \sqrt{C \times T} \quad (5)$$

$$C = 2 \sqrt{\frac{X_E \times X_S}{(X_E + X_S)^2}} \quad (6)$$

$$T = \alpha \times X_E + \beta \times X_S \quad (7)$$

式中, D 为生境质量和生境感知的耦合协调度; C 为耦合度; T 为综合协调指数; X_E 、 X_S 分别为生境质量和生境感知的计算结果; α 、 β 为待定权重,生境质量和生境感知同等重要^[27],故取 $\alpha = \beta = 0.5$ 。

2.4 地理探测器

本研究利用地理探测器探究生境质量和生境感知耦合协调关系空间异质性的影响因素^[48]。其中,因子探测用于明确影响因素的解释程度,用 q 值度量, q 值越大表明影响因素对耦合协调关系空间分布的影响越大,计算公式如下:

$$q = 1 - \frac{\sum_{h=1}^L N_h \sigma_h^2}{N \sigma^2} \quad (8)$$

式中, q 为各因素的解释程度大小; h 为变量或影响因素的分级; L 为影响因素的样本数; N_h 、 N 分别为分级 h 和全区的单元数; σ_h^2 、 σ^2 分别为分级 h 和全区的方差。

交互探测则用于分析两个因子之间属于相互作用或是独立作用,两个因子间的关系可分为非线性减弱、单因子非线性减弱、双因子增强、独立和非线性增强 5 类^[48]。

参考相关文献^[36, 38—39, 49] 本研究选取了 11 个影响因素进行分析,包括 NDVI、土地利用类型、景观水平的斑块密度(PD)、斑块丰富度(PR)、连接性(CONNECT)、聚集度(AI)、香农多样性(SHDI)和香农均匀度(SHEI)等 6 个景观指数,以及 GDP、人口密度和道路密度等 3 个社会经济因素。各影响因素均采用村域尺度进行统计分析,并运用自然断点法进行离散化分级处理,导入地理探测器中进行运算。

2.5 分区方法

参考相关文献^[50—51] 本研究将生境质量与生境感知的匹配关系和耦合协调关系相结合,对生境服务进行综合分区。首先,基于村域单元,对生境质量与生境感知评估结果分别进行 Z -score 标准化,并以标准化后的生境感知为 x 轴,标准化生境质量为 y 轴构建二维坐标系。坐标系四象限将生境质量与生境感知的匹配关系划分为 4 种类型:高质量-高感知、高质量-低感知、低质量-低感知和低质量-高感知,分别对应第一至第四象

限。然后,将匹配结果与耦合协调程度相结合,对不同匹配类型进一步细分(图2)。根据两者的空间叠加产生的组合类型,对青浦区生境服务进行分区,结合区内主导影响因素探究其具体特征。

3 结果与分析

3.1 生境质量空间特征

基于 InVEST 模型计算得到青浦区生境退化度,并利用 ArcGIS 的自然断点法,将其划分为弱退化、较弱退化、中等退化、较强退化和强退化 5 个等级(图3)。结果表明,青浦区生境退化度平均值为 0.224,总体处于较弱退化程度,弱退化、较弱退化、中等退化、较强退化和强退化占比分别为 36.31%、38.38%、4.93%、15.98% 和 4.40%。从空间格局来看,生境退化程度强和较强地区主要包括西南部的太浦河和泖河沿线,以及中部和东部城区的河流及公路沿线;退化程度弱和较弱地区集中分布于中部城区和东部,部分分布于西部地区;退化程度中等地区则主要集中分布于西部淀山湖与元荡的周边地区。

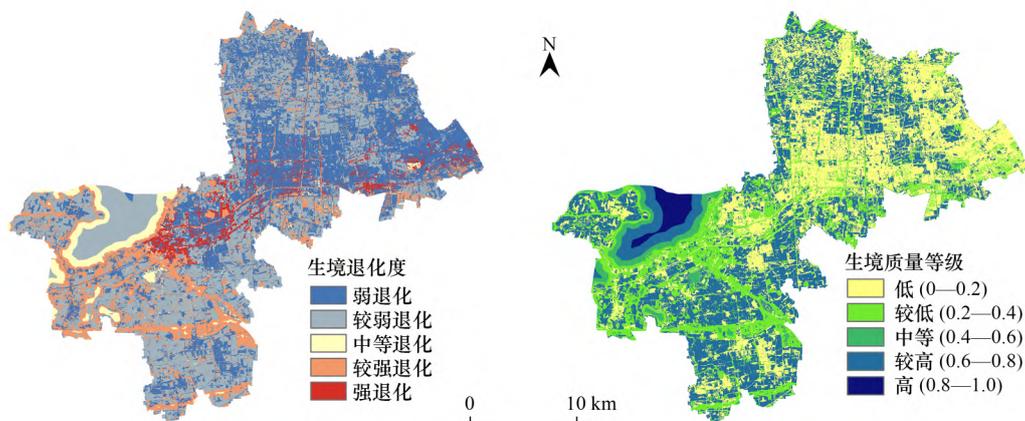


图3 生境退化度与生境质量空间分布

Fig.3 Spatial distribution of habitat degradation and habitat quality

基于生境退化度结果进一步计算得到生境质量,并利用 ArcGIS 的等间距分类法,将其划分为低(0—0.2)、较低(0.2—0.4)、中等(0.4—0.6)、较高(0.6—0.8)和高(0.8—1) 5 个等级(图3)。结果表明,青浦区生境质量平均值为 0.340,总体处于较低水平,生境质量低、较低、中等、较高和高等级占比分别为 36.29%、20.91%、4.54%、36.67% 和 1.59%。从空间格局来看,生境质量总体呈“西高东低”分布。生境质量较高及高值区主要分布于在西部淀山湖和元荡,西南部的练塘镇、金泽镇和朱家角镇,以及东北部的白鹤镇;生境质量较低和低值区分布于中部的青浦城区,东北部开发程度相对较高的徐泾镇和华新镇,亦有部分分布于西南部淀山湖、泖河和太浦河交界地区;生境质量中等地区则聚集在金泽镇中部与练塘镇北部地区。

3.2 生境感知空间特征

对获取的有效填图进行数字化,223 名受访者共标绘出 305 个生境感知点,平均每人标绘 1.37 个点。平均最近邻分析结果中 R 值为 0.293, Z 值为 -23.629,表明这些点在空间上呈聚集分布,适于进一步分析。核密度分析结果显示(图4),感知点多分布于青西郊野公园、环城水系公园、三泖森林和九州仙境等公共绿地,以及淀山湖、大蓬湖和太浦河等水系,亦有部分位于蔡浜村、安庄村和张马村等绿化较好的村庄,以有林地、灌木林地、草地和水体为主。

基于 SolVES 模型计算得到青浦区生境感知的价值指数空间分布(图4)。与生境质量相比,生境感知的空间分布更为广泛,总体以低价值分布为主。价值中高地区主要呈“条带状”分布,即邻近于西部、中部和东北部的带状分布的河流水系。用于验证 SolVES 模型有效性的 ROC 曲线下面积(AUC)值为 0.909,大于 0.70,表明模型结果具有较高的可靠性。

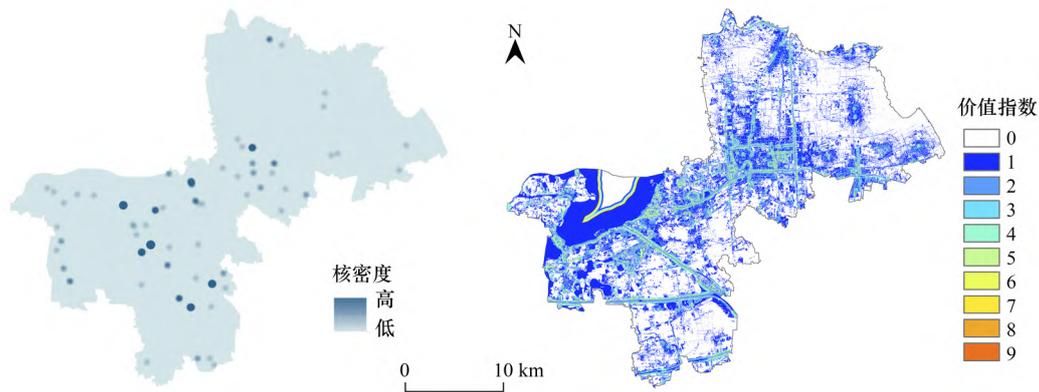


图4 生境感知点的核密度与价值指数空间分布

Fig.4 Spatial distribution of kernel density and value index of habitat perceptions

生境感知价值指数结果无量纲,范围为0—10

3.3 耦合协调关系分析

基于耦合协调度模型,得到青浦区生境质量与生境感知的耦合协调程度。从整体来看,青浦区生境质量与生境感知的耦合度为0.835,耦合协调度为0.428,为轻度失调水平。严重失调、轻度失调、初级协调和良好协调的单元数量分别为29、70、49和47个,占比分别为14.87%、35.90%、25.13%和24.10%,较多的失调单元表明整体生境质量与生境感知的协调发展程度需进一步提升。

从空间格局来看(图5),耦合协调程度总体呈“西高东低”分布。严重失调地区集中分布在研究区东北部的村庄。轻度失调地区主要包括中部和北部的大部分村庄。初级协调地区呈“多块状”格局,分布在中部、西部地区以及北部的部分村庄。良好协调地区则包含练塘镇南部与北部、金泽镇大部地区以及淀山湖,表明区内耦合协调关系存在明显的空间差异。

3.4 耦合协调影响因素

基于地理探测器的因子探测,得到各因素对于生境质量-生境感知耦合协调程度的影响强度(表3)。结果表明,除景观连接性的解释力(q 值)不显著外,其余10个影响因素的解释力均通过了显著性检验。从 q 值大小来看,各因素的解释力从大到小分别为道路密度>GDP>斑块丰富度>斑块密度>土地利用类型>人口密度>香农多样性>聚集度>NDVI>香农均匀度。由此可见,社会经济因素是生境质量-生境感知耦合协调程度空间分异的主要驱动力,景观的空间格局亦能影响耦合协调关系的变化。

基于地理探测器的交互探测,得到各因素两两相互作用对于生境质量-生境感知耦合协调程度的解释力(图6)。结果显示,任意两因子交互作用的解释力均高于单因子,表现为双因子增强或非线性增强,表明多个因素综合作用于耦合协调程度的空间分异。从交互作用大小来看,香农多样性 \cap 道路密度的解释力最强,其次为斑块丰富度 \cap 道路密度、香农均匀度 \cap 道路密度。由此可见,作为主导因子的社会经济因素往往与景观格局因素共同作用,从而增强了对耦合协调关系分异的解释力。

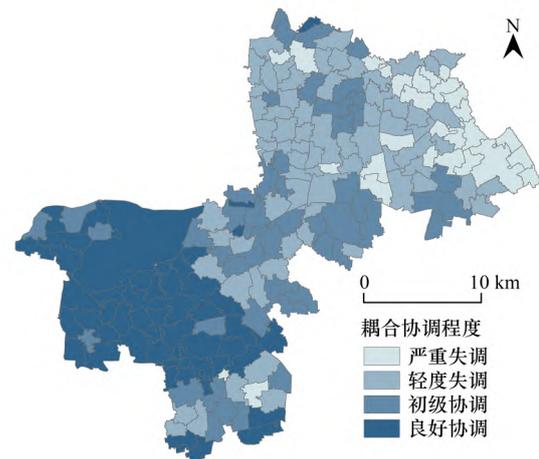


图5 生境质量-生境感知耦合协调程度空间分布

Fig.5 Spatial distribution of the coupling and coordination degree of habitat quality-habitat perceptions

表 3 生境质量-生境感知耦合协调的影响因子探测结果

Table 3 Factor detection results of the coupling and coordination of habitat quality-habitat perceptions

影响因子 Influence factor	NDVI	土地利 用类型 Land-use type	斑块密度 PD	斑块 丰富度 PR	连接性 CONNECT	聚集度 AI	Shannon's 多样性 SHDI	Shannon's 均匀度 SHEI	GDP	人口密度 Population density	道路密度 Road density
q	0.186**	0.233**	0.254**	0.298**	0.007	0.188**	0.202**	0.102*	0.324**	0.220**	0.580***

NDVI: 归一化植被指数 Normalized difference vegetation index; PD: 斑块密度 Patch density; PR: 斑块丰富度 Patch richness; CONNECT: 连接性 Connectance; AI: 聚集度 Aggregation index; SHDI: Shannon's 多样性 Shannon's diversity index; SHEI: Shannon's 均匀度 Shannon's evenness index; GDP: 国内生产总值 Gross domestic product; *, **, *** 分别表示在 0.05、0.01、0.001 水平上显著

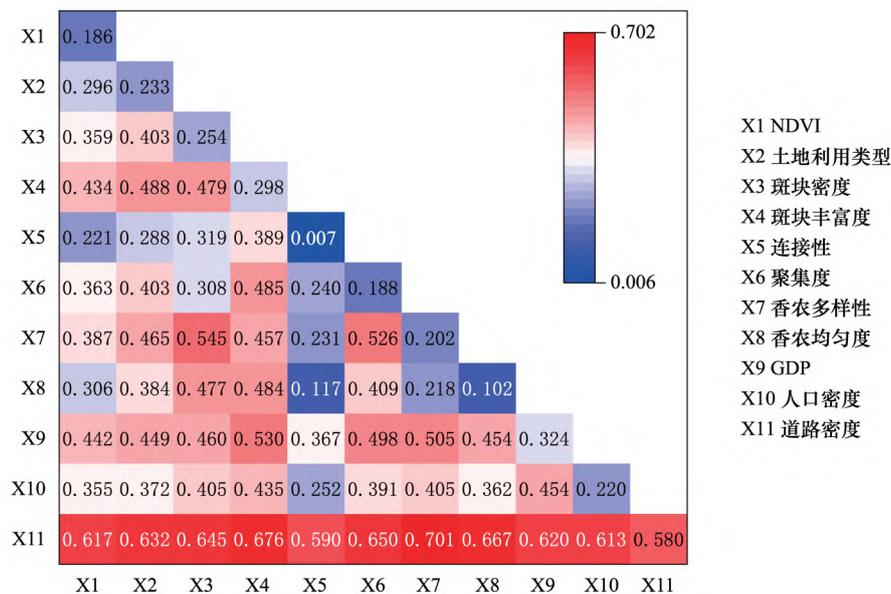


图 6 生境质量-生境感知耦合协调的影响交互探测结果

Fig.6 Interaction detection results of the coupling and coordination of habitat quality-habitat perceptions

3.5 生境服务综合分区

根据生境质量-生境感知的匹配关系与耦合协调关系的叠加分析,可将青浦区 195 个村域单元的生境服务保护与管理类型划分为 4 大类、12 小类地区(图 7)结合主导影响因素说明如下:

(1) 高质量-高感知区。该类地区包括 40 个村域单元,占比 20.51%。从耦合协调角度,可进一步分为 2 小类地区,按照保护与管理优先序依次为: III 区(初级协调)和 IV 区(良好协调),分别包含 9 和 31 个单元。该类地区主要集中于研究区西部的淀山湖周围,包括金泽镇的大部地区以及练塘镇的中部和南部村庄,并零散分布于研究区中部。该类地区特点为林地和水体占比较高,景观具有较高的丰富度、多样性和均匀度,生境质量和感知均达到高水平。

(2) 高质量-低感知区。该类地区包括 66 个村域单元,占比 33.85%。从耦合协调角度,可进一步分为 4 小类地区,按照保护与管理优先序依次为: I 区(严重失调)、II 区(中度失调)、III 区(初级协调)和 IV 区(良好协调),分别包含 1、28、26 和 11 个单元。该类地区主要分布于研究区西部的练塘镇和朱家角镇,以及北部的白鹤镇。该类地区耕地占比高,裸地占比低,城镇化水平较低。

(3) 低质量-低感知区。该类地区包括 44 个村域单元,占比 22.56%,从耦合协调角度,可进一步分为 2 小类地区,按照保护与管理优先序依次为: I 区(严重失调)和 II 区(中度失调),分别包含 24 和 20 个单元。该类地区集中分布于研究区的东北部的徐泾镇、华新镇和白鹤镇。该类地区耕地和裸地占比高,建设用地占比低,景观丰富度、聚集度和多样性较低,生境质量和感知均表现为较低水平。

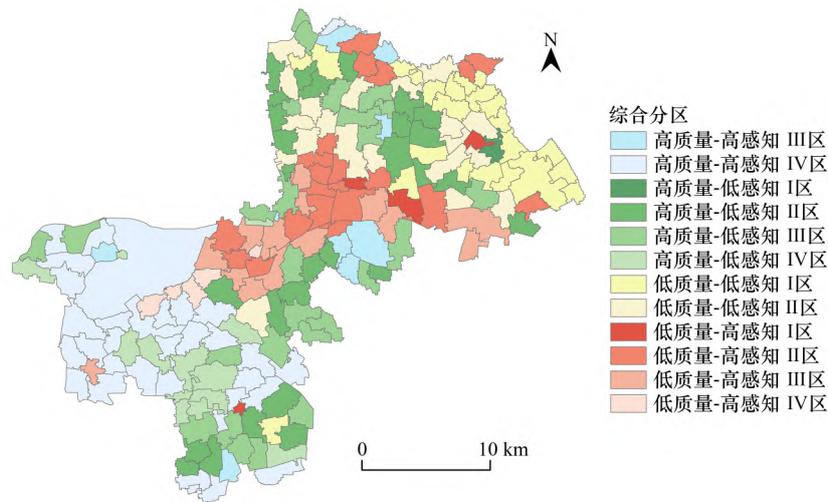


图7 基于社会-生态耦合视角的生境服务分区

Fig.7 Habitat services zoning from the perspective of social-ecological coupling

(4) 低质量-高感知区。该类地区包括 45 个村域单元,占比 23.08%。从耦合协调角度,可进一步分为 4 小类地区,按照保护与管理优先序依次为: I 区(严重失调)、II 区(中度失调)、III 区(初级协调)和 IV 区(良好协调),分别包含 4、22、14 和 5 个单元。该类地区主要位于研究区中东部的青浦城区,包括盈浦街道、夏阳街道和香花桥街道的大部分单元,部分扩展至赵巷镇南部和朱家角镇北部。该类地区林地和水体占比低,导致了生境质量的较低水平;但地区城镇化水平较高,居民能充分认识与重视生境服务的社会价值。

4 讨论

4.1 社会-生态耦合视角下的生境服务特征

本研究设计了基于 InVEST 模型、参与式制图和 SolVES 模型耦合的社会-生态分析路径,并将其应用于生境服务评估中。这一研究视角属于生态学和社会科学的交叉学科范畴,适用于人与环境相互作用较为频繁的城市边缘区,研究结果有助于协调生境维持与居民福祉增进下的可持续发展。同时,这一交叉视角也呼应了生境保护中价值多元化的诉求^[13,52-53]。一方面,生境质量维度基于生态中心主义观念,认为生物多样性本身具有“内在价值”,与社会是否有益无关^[35,54];另一方面,生境感知维度则基于人类中心主义观念,主要考虑人与自然互动中形成的“关系价值”,与人类福祉直接相关^[55]。本研究将两者进行耦合,有助于整合两种互补的观念体系,使生境保护真正迈向人与自然和谐共生的综合保护^[22]。

基于生境服务的生态视角,青浦区生境质量呈“西高东低”的空间分布,与 Bai 等^[37]和陈实等^[49]涵盖该地区及周边地区的研究结果基本一致。青浦西部地区作为上海市主要水源地及农林业发展地区,生境保护较好;东部地区则受到上海社会经济发展的带动作用,虹桥枢纽和新城建设使得东部建成区迅速扩展,对生境质量造成了一定影响。而基于生境服务的社会视角,目前尚缺乏对青浦区生境感知的相关研究。本研究发现居民感知整体特征并未出现明显的“西高东低”格局,而是与河流湖泊等特定生态系统及景观要素较为临近。与这一发现类似,王玉等^[45]对其它案例区的研究亦得出距水体和湿地越近的地区其生境的社会价值感知越高的结果。此外,生境质量与生境感知的总体耦合协调程度仅为轻度失调水平,且生境感知滞后于生境质量,与潘健峰等^[27]的研究相一致,说明生境感知尚未实现与生境质量的同步发展,需要在管理中提升其匹配度与协调性。

4.2 分区管理启示

基于社会-生态耦合视角对生境服务进行评估与分区,可为生物多样性保护、社会-生态系统管理与决策

制定提供合理依据^[23]。在国土空间规划改革逐步推进的背景下,可将此评估框架整合到村庄规划的生态保护落实中,以更好地制定相应管理策略^[46]。尤其是在城市边缘区村庄规划的生境保护修复与管理实践中,可应用社会-生态耦合分析方法,将“自上而下”的生境质量分析与“自下而上”的居民感知相连接,并根据其匹配和协调关系进行空间分区,以加强规划的公众参与性与价值包容性。此外,实践中可参考耦合协调的影响因素对各区进行保护措施的调整与改善,从而因地制宜地进行管理。具体而言,对于本研究中划分的生境服务特征单元,提出如下管理策略:

(1) 对于高质量-高感知区,该区包含大莲湖蛙类野生动物重要栖息地、朱家角虎纹蛙野生动物重要栖息地以及练塘三泖湿地等生物栖息地,生态基础良好,社会对生境服务的感知程度亦较高。因此,该区在管理中应继续发挥现有的社会和生态优势,一方面应实施严格的生境保护措施,禁止对环境有害的新开发和经营活动,降低城镇化带来的负面影响,以维持生境质量;另一方面可适当挖掘旅游资源,适度探索生态旅游的发展模式,以进一步促进生境感知^[51]。

(2) 对于高质量-低感知区,其生态质量较高,而居民的社会感知程度较低,故该区在通过限制生产活动以维持高生境质量的同时,应大力开展生态保护的科学与知识普及活动,让当地居民充分意识到生境的社会价值。

(3) 对于低质量-低感知区,未来需要在社会发展和生态保护两方面进行加强。一方面,通过国土综合整治和生态修复等工程技术手段,调节景观格局与生态系统过程,提高生境质量;另一方面,改善地区道路交通和游憩基础设施建设,合理开展生态旅游,在保护生境的同时增进其带来的社会福祉。

(4) 对于低质量-高感知区,该区人类活动较为频繁,未来应控制城镇化和土地开发强度,积极推进绿色基础设施建设,探索“生境花园”等保护模式,提高地区居民与自然的接触度;同时,也要考虑居民的观点和看法,充分听取他们的意见,将居民感知纳入生境保护与管理决策中^[27]。

4.3 研究局限与展望

本研究存在一定局限性,需要在后续研究中加以解决。第一,本研究的生境质量模型参数参考了模型使用手册、相近研究区的现有文献以及专家意见修正来综合确定,但仍缺乏实测数据,后续研究中应结合生物多样性调查数据进一步验证并对参数进行本地化完善。第二,模型中的部分因子仍需细化考虑,如青浦区耕地占比较高且存在不同耕作模式,后续可对耕地进行细分处理。第三,本研究分析了青浦区生境服务的空间分异,而未考虑时间分异,原因在于生境感知维度来源于社会调查的截面数据,难以获得时间分异结果,这亦是参与式制图研究面临的挑战。后续研究一方面应考虑进行跟踪调查以获得社会感知的演变,另一方面可对社会特征和土地利用/覆被变化进行关系建模,以重建生境感知的演变模式。

5 结论

本研究基于社会-生态耦合视角构建了“生境质量-生境感知”的生境服务评估框架,分别运用 InVEST 模型和 SolVES 模型从景观尺度测算了上海市青浦区的生境质量和生境感知程度,采用耦合协调度模型分析了两者的协调关系,并利用地理探测器探究了耦合协调关系的自然与社会经济影响因素。主要结论如下:

(1) 生态维度下,青浦区生境质量均值为 0.340,整体处于较低水平,空间上呈“西高东低”分布;社会维度下,生境感知价值指数则多沿水系呈“条带状”分布。

(2) 青浦区生境质量与生境感知的耦合协调度为 0.428,为轻度失调;村域单元中轻度失调单元亦最多,数量占比为 35.90%,协调程度需进一步提升。

(3) 道路密度和 GDP 等社会经济因素为生境质量-生境感知耦合协调程度分异的主要驱动力,且这些因素往往与斑块丰富度和景观多样性等景观格局因素共同作用,增强了对空间分异的解释力。

(4) 基于生境质量-生境感知的匹配结果,可将青浦区划分为 4 大类生境服务区,其中高质量-低感知区较多;结合耦合协调关系结果,可进一步划分为 12 小类地区,从而因地制宜地开展保护与管理。

参考文献(References):

- [1] 王孟本, 毋月莲. 英汉生态学词典. 北京: 科学出版社, 2004.
- [2] Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis. Washington, DC: Island Press, 2005.
- [3] 刘文平, 宇振荣. GIS支持下北京市海淀区生境服务制图研究. 生态科学, 2017, 36(2): 144-151.
- [4] Wang B, Wang Y X, Wu X F. Impact of land use compactness on the habitat services from green infrastructure in Wuhan, China. Urban Forestry & Urban Greening, 2023, 84: 127927.
- [5] Wei Y P, Song B, Wang Y L. Designing cross-region ecological compensation scheme by integrating habitat maintenance services production and consumption—a case study of Jing-Jin-Ji region. Journal of Environmental Management, 2022, 311: 114820.
- [6] de Groot R S, Wilson M A, Boumans R M J. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. Ecological Economics, 2002, 41(3): 393-408.
- [7] 何建华, 王春晓, 刘殿锋, 程航, 石青青. 大城市边缘区土地利用变化对生境质量的影响评价——基于生态网络视角. 长江流域资源与环境, 2019, 28(4): 903-916.
- [8] 叶林, 邢忠, 颜文涛. 城市边缘区绿色空间精明规划研究——核心议题、概念框架和策略探讨. 城市规划学刊, 2017(1): 30-38.
- [9] He C Y, Liu Z F, Tian J, Ma Q. Urban expansion dynamics and natural habitat loss in China: a multiscale landscape perspective. Global Change Biology, 2014, 20(9): 2886-2902.
- [10] Haddad N M, Brudvig L A, Clobert J, Davies K F, Gonzalez A, Holt R D, Lovejoy T E, Sexton J O, Austin M P, Collins C D, Cook W M, Damschen E I, Ewers R M, Foster B L, Jenkins C N, King A J, Laurance W F, Levey D J, Margules C R, Melbourne B A, Nicholls A O, Orrock J L, Song D X, Townshend J R. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. Science Advances, 2015, 1(2): e1500052.
- [11] Manfredi M J, Teel T L, Berl R E W, Bruskotter J T, Kitayama S. Social value shift in favour of biodiversity conservation in the United States. Nature Sustainability, 2021, 4(4): 323-330.
- [12] Andersson E, Barthel S, Borgström S, Colding J, Elmqvist T, Folke C, Gren Å. Reconnecting cities to the biosphere: stewardship of green infrastructure and urban ecosystem services. Ambio, 2014, 43(4): 445-453.
- [13] Arias-Arévalo P, Gómez-Baggethun E, Martín-López B, Pérez-Rincón M. Widening the evaluative space for ecosystem services: a taxonomy of plural values and valuation methods. Environmental Values, 2018, 27(1): 29-53.
- [14] 彭羽, 卿凤婷, 米凯, 薛达元. 生物多样性不同层次尺度效应及其耦合关系研究进展. 生态学报, 2015, 35(2): 577-583.
- [15] 刘哲, 李奇, 陈懂懂, 翟文婷, 赵亮, 徐世晓, 赵新全. 青藏高原高寒草甸物种多样性的海拔梯度分布格局及对地上生物量的影响. 生物多样性, 2015, 23(4): 451-462.
- [16] 谢余初, 巩杰, 齐姗姗, 胡宝清, 王克林. 基于综合指数法的白龙江流域生物多样性空间分异特征研究. 生态学报, 2017, 37(19): 6448-6456.
- [17] Aznarez C, Svenning J C, Taveira G, Baró F, Pascual U. Wildness and habitat quality drive spatial patterns of urban biodiversity. Landscape and Urban Planning, 2022, 228: 104570.
- [18] Kenter J O, O'Brien L, Hockley N, Ravenscroft N, Fazey I, Irvine K N, Reed M S, Christie M, Brady E, Bryce R, Church A, Cooper N, Davies A, Evelyn A, Everard M, Fish R, Fisher J A, Jobstvogt N, Molloy C, Orchard-Webb J, Williams S. What are shared and social values of ecosystems? Ecological Economics, 2015, 111: 86-99.
- [19] 张宇硕, 刘博宇, 毕旭, 王彬, 睦任静. 基于利益相关者感知视角的生态系统服务研究进展. 自然资源学报, 2023, 38(5): 1300-1317.
- [20] Li E J, Parker S S, Pauly G B, Randall J M, Brown B V, Cohen B S. An urban biodiversity assessment framework that combines an urban habitat classification scheme and citizen science data. Frontiers in Ecology and Evolution, 2019, 7: 277.
- [21] Raymond C M, Lechner A M, Havu M, Jalkanen J, Lampinen J, Antúnez O G, Olafsson A S, Gulrud N, Kinnunen A, Backman L, Kulmala L, Järvi L. Identifying where nature-based solutions can offer win-wins for carbon mitigation and biodiversity across knowledge systems. NPJ Urban Sustainability, 2023, 3: 27.
- [22] Martín-López B, Montes C. Restoring the human capacity for conserving biodiversity: a social-ecological approach. Sustainability Science, 2015, 10(4): 699-706.
- [23] Tedesco A M, López-Cubillos S, Chazdon R, Rhodes J R, Archibald C L, Pérez-Hammerle K V, Brancalion P H S, Wilson K A, Oliveira M, Correa D F, Ota L, Morrison T H, Possingham H P, Mills M, Santos F C, Dean A J. Beyond ecology: ecosystem restoration as a process for social-ecological transformation. Trends in Ecology & Evolution, 2023, 38(7): 643-653.
- [24] Ostrom E. A general framework for analyzing sustainability of social-ecological systems. Science, 2009, 325(5939): 419-422.
- [25] Fu B J, Liu Y X, Meadows M E. Ecological restoration for sustainable development in China. National Science Review, 2023, 10(7): nwad033.
- [26] Whitehead A L, Kujala H, Ives C D, Gordon A, Lentini P E, Wintle B A, Nicholson E, Raymond C M. Integrating biological and social values when prioritizing places for biodiversity conservation. Conservation Biology: the Journal of the Society for Conservation Biology, 2014, 28(4): 992-1003.
- [27] 潘健峰, 马月伟, 陈艳, 蔡思青, 陈玉美. 社会-生态耦合分析视角下普达措国家公园生物多样性价值评估. 生态与农村环境学报, 2022, 38(5): 609-620.
- [28] Schwartz C, Klebl F, Ungaro F, Bellingrath-Kimura S D, Piore A. Comparing participatory mapping and a spatial biophysical assessment of ecosystem service cold spots in agricultural landscapes. Ecological Indicators, 2022, 145: 109700.
- [29] Xia Z Y, Yuan C C, Gao Y, Shen Z, Liu K, Huang Y W, Wei X, Liu L M. Integrating perceptions of ecosystem services in adaptive management

- of country parks: a case study in peri-urban Shanghai, China. *Ecosystem Services*, 2023, 60: 101522.
- [30] 伽光, 林文鹏, 徐润尧, 李鲁冰. 基于遥感的 SDG 15.1.2 生物多样性指标计算与分析: 以长三角生态绿色一体化发展示范区为例. *环境科学研究*, 2022, 35(4): 1025-1036.
- [31] Zanaga D, Kerchove R, Keersmaecker W, Souverijns N, Brockmann C, Quast R, Wevers J, Grosu A, Paccini A, Vergnaud S, Cartus O, Santoro M, Fritz S, Georgieva I, Lesiv M, Carter S, Herold M, Li L L, Tsendbazar N, Ramoino F, Arino O. *ESA WorldCover 10 m 2020 v100*, 2021.
- [32] Yang J L, Dong J W, Xiao X M, Dai J H, Wu C Y, Xia J Y, Zhao G S, Zhao M M, Li Z L, Zhang Y, Ge Q S. Divergent shifts in peak photosynthesis timing of temperate and alpine grasslands in China. *Remote Sensing of Environment*, 2019, 233: 111395.
- [33] 杨忍, 张菁, 陈燕纯. 基于功能视角的广州都市边缘区乡村发展类型分化及其动力机制. *地理科学*, 2021, 41(2): 232-242.
- [34] Martín-López B, Gómez-Baggethun E, García-Llorente M, Montes C. Trade-offs across value-domains in ecosystem services assessment. *Ecological Indicators*, 2014, 37: 220-228.
- [35] Natural Capital Project. *INVEST 3.13.0*: Stanford University, University of Minnesota, Chinese Academy of Sciences, The Nature Conservancy, World Wildlife Fund, Stockholm Resilience Centre and the Royal Swedish Academy of Sciences, 2023.
- [36] Bai L M, Xiu C L, Feng X H, Liu D Q. Influence of urbanization on regional habitat quality: a case study of Changchun City. *Habitat International*, 2019, 93: 102042.
- [37] Bai Y, Wong C P, Jiang B, Hughes A C, Wang M, Wang Q. Developing China's Ecological Redline Policy using ecosystem services assessments for land use planning. *Nature Communications*, 2018, 9(1): 3034.
- [38] Zhu C M, Zhang X L, Zhou M M, He S, Gan M Y, Yang L X, Wang K. Impacts of urbanization and landscape pattern on habitat quality using OLS and GWR models in Hangzhou, China. *Ecological Indicators*, 2020, 117: 106654.
- [39] 岳文泽, 夏皓轩, 吴桐, 熊锦惠, 钟鹏宇, 陈阳. 浙江省生境质量时空演变与生态红线评估. *生态学报*, 2022, 42(15): 6406-6417.
- [40] 石小伟, 冯广京, 苏培添, 何改丽, 邹逸江, 王小锋. 大都市郊区土地利用时空演变特征与生境质量评价. *农业工程学报*, 2021, 37(4): 275-284.
- [41] 丁金华, 孙琦, 钱晶. 基于 MSPA-InVEST 模型的水网乡村绿色基础设施网络构建研究——以吴江东北片区为例. *西北林学院学报*, 2022, 37(6): 183-191.
- [42] 刘阳, 赵振斌, 李小永, 张建荣, 李洋洋. 自然保护地社区居民感知冲突的空间响应及形成机制——以西昌邛海国家湿地公园为例. *地理科学*, 2022, 42(3): 401-412.
- [43] 高艳, 刘康, 马桥, 李影, 范亚宁, 李秀清, 古超. 基于 SolVES 模型与游客偏好的生态系统服务社会价值评估——以太白山国家森林公园为例. *生态学杂志*, 2017, 36(12): 3564-3573.
- [44] Sherrouse B C, Clement J M, Semmens D J. A GIS application for assessing, mapping, and quantifying the social values of ecosystem services. *Applied Geography*, 2011, 31(2): 748-760.
- [45] 王玉, 傅碧天, 吕永鹏, 杨凯, 车越. 基于 SolVES 模型的生态系统服务社会价值评估——以吴淞炮台湾湿地森林公园为例. *应用生态学报*, 2016, 27(6): 1767-1774.
- [46] 陈小卉, 阎海. 国土空间规划体系建构下乡村空间规划探索——以江苏为例. *城市规划学刊*, 2021(1): 74-81.
- [47] 谷祚璠, 丁疆辉, 李奥梦. 保定市生产性生态承载力与生态功能耦合协调度时空分异. *生态学报*, 2020, 40(20): 7175-7186.
- [48] 王劲峰, 徐成东. 地理探测器: 原理与展望. *地理学报*, 2017, 72(1): 116-134.
- [49] 陈实, 金云翔, 黄银兰. 长三角中心区生境质量时空变化及其影响机制. *生态学杂志*, 2023, 42(5): 1175-1185.
- [50] Xin R H, Skov-Petersen H, Zeng J, Zhou J H, Li K, Hu J Q, Liu X, Kong J W, Wang Q W. Identifying key areas of imbalanced supply and demand of ecosystem services at the urban agglomeration scale: a case study of the Fujian Delta in China. *Science of the Total Environment*, 2021, 791: 148173.
- [51] 韩增林, 刘澄浩, 闫晓露, 李欣媛, 王学哲. 基于生态系统服务供需匹配与耦合协调的生态管理分区——以大连市为例. *生态学报*, 2021, 41(22): 9064-9075.
- [52] Pascual U, Adams W M, Díaz S, Lele S, Mace G M, Turnhout E. Biodiversity and the challenge of pluralism. *Nature Sustainability*, 2021, 4(7): 567-572.
- [53] Pascual U, Balvanera P, Anderson C B, Chaplin-Kramer R, Christie M, González-Jiménez D, Martin A, Raymond C M, Termansen M, Vatn A, Athayde S, Baptiste B, Barton D N, Jacobs S, Kelemen E, Kumar R, Lazos E, Mwampamba T H, Nakangu B, O Farrell P, Subramanian S M, van Noordwijk M, Ahn S, Amaruzaman S, Amin A M, Arias-Arévalo P, Arroyo-Robles G, Cantú-Fernández M, Castro A J, Contreras V, De Vos A, Dendoncker N, Engel S, Eser U, Faith D P, Filyushkina A, Ghazi H, Gómez-Baggethun E, Gould R K, Guibrunet L, Gundimeda H, Hahn T, Harmáčková Z V, Hernández-Blanco M, Horcea-Milcu A, Huambachano M, Wicher N L H, Aydin C O, Islar M, Koessler A, Kenter J O, Kosmus M, Lee H, Leimona B, Lele S, Lenzi D, Lliso B, Mannetti L M, Merçon J, Monroy-Sais A S, Mukherjee N, Muraca B, Muradian R, Murali R, Nelson S H, Nemogá-Soto G R, Ngouhou-Poufoun J, Niamir A, Nuesiri E, Nyumba T O, Özkaynak B, Palomo I, Pandit R, Pawłowska-Mainville A, Porter-Bolland L, Quaas M, Rode J, Rozzi R, Sachdeva S, Samakov A, Schaafsma M, Sitas N, Ungar P, Yiu E, Yoshida Y, Zent E. Diverse values of nature for sustainability. *Nature*, 2023, 620(7975): 813-823.
- [54] Scholte S S K, van Teeffelen A J A, Verburg P H. Integrating socio-cultural perspectives into ecosystem service valuation: a review of concepts and methods. *Ecological Economics*, 2015, 114: 67-78.
- [55] Chan K M A, Balvanera P, Benessaiah K, Chapman M, Díaz S, Gómez-Baggethun E, Gould R, Hannahs N, Jax K, Klain S, Luck G W, Martín-López B, Muraca B, Norton B, Ott K, Pascual U, Satterfield T, Tadaki M, Taggart J, Turner N. Why protect nature? Rethinking values and the environment. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2016, 113(6): 1462-1465.