

快速城镇化地区生态系统服务的 时空动态及权衡与协同分析 ——以苏锡常地区为例

聂名萱 黄思华 濮励杰 朱明 郅璐¹

(1. 南京大学 地理与海洋科学学院, 江苏 南京 210023;

2. 自然资源部海岸带开发与保护重点实验室, 江苏 南京 210023)

【摘要】: 苏锡常是我国经济飞速发展地区之一, 也是重要的粮食生产基地。在快速城镇化背景下, 该地区生态环境受到人类活动的强烈冲击, 国土空间配置亟待优化。本研究基于多源数据, 对苏锡常地区 2000~2018 年碳储存、食物供给、维持生物多样性 3 种生态系统服务的时空格局及演变特征进行刻画, 并运用双变量空间自相关方法识别了生态系统服务之间的相互关系。结果表明: (1) 整体来看, 2000~2018 年, 苏锡常地区的碳储存服务略有上升, 食物供给服务和维持生物多样性服务波动下降; (2) 苏锡常地区生态系统服务空间分布严重失衡, 表现为中部建成区低, 四周自然用地高的分布特点, 城镇扩张区各类型生态系统服务退化较为严重; (3) 在权衡与协同分析中, 碳储存-食物供给服务、碳储存-维持生物多样性服务呈现协同关系, 食物供给-维持生物多样性服务呈现权衡关系; (4) 各项生态系统服务的权衡与协同关系存在空间差异, 低值协同区集中分布在城市中心, 高值协同区主要分布在西侧与南侧林地范围, 低-高值与高-低值权衡区在空间上呈环绕相间分布。苏锡常地区在未来的发展中需要注意低值协同区和权衡区, 有针对性地制定生态保护修复措施, 合理调控社会经济发展, 实现生态系统服务的协同增效。

【关键词】: 快速城镇化 生态系统服务 权衡与协同 苏锡常地区

【中图分类号】: TV11 **【文献标识码】:** A **【文章编号】:** 1004-8227(2021)05-1088-12

生态系统服务是人类直接或间接从生态系统中获得的收益^[1,2], 为改善人类福祉和实现区域可持续发展奠定了基础^[3,4]。2005 年《千年生态系统评估》(MA)将生态系统服务分为支持、供给、调节和文化共 4 类服务, 是目前应用最广泛的分类方法^[3,5]。近年来, 生态系统服务评估发展迅速, 早期国内外学者主要基于价值量方法对不同地域、不同时间段的生态系统服务进行评估^[1,6], 由于该方法存在指标量化原则不统一、主观性强等缺陷^[5], 现今基于物质量测算生态系统服务的方法逐渐成为主流^[7,8]。在人类社会经济发展对生态系统干扰日益加剧的情形下, 生态系统本底、结构、功能与过程受到影响, 导致生态系统服务呈现空间异质等特点, 生态系统服务之间形成了较为复杂的权衡和协同关系^[9,10]。一种是生态系统服务的增加以牺牲其他服务为代价, 表现为此消彼长的权衡关系^[11]。例如, 人口与经济的增长促使供给服务(粮食、木材等)需求攀升, 为满足这些需求进行的土地转换

¹**作者简介:** 聂名萱(1996~), 女, 硕士研究生, 主要研究方向为土地利用与规划。E-mail:nmx131163.com
濮励杰, E-mail:ljpunju.edu.cn

基金项目: 国家自然科学基金面上项目(41871083);国家自然科学基金重点项目(41230751);江苏省海洋科技创新专项项目(HY2018-3)

对生态系统施加了更大的压力,导致调节服务(水源涵养、土壤保持、生境质量)减少^[7,12]。另一种当增加一种生态系统服务致使其他生态系统服务增益,表现为相互促进的协同形式^[4]。例如,植被能够拦截降雨、固结和改良土壤,有效减缓水土流失问题,因而净初级生产力的增加往往引起产水和土壤保持量的增加^[8,13]。在不同地区,供给服务与其他服务之间的权衡关系最为普遍^[11],特别在农业生态系统中,在为人类提供食物、木材等产品时,其余功能往往受到制约^[4],而协同关系在调节、文化和支持服务中表现较为明显^[9]。

忽视生态系统服务之间的权衡与协同关系,可能会导致某些生态系统服务水平被迫下降,甚至威胁到整个生态系统的稳定性和安全性^[14]。在此情形下,生态系统服务权衡与协同研究逐渐成为相关学科研究的前沿与热点^[15~20]。目前国内外研究学者广泛使用空间制图比较^[16~18]、情景分析^[7,19]及模型模拟^[20,21]等方法从行政单元^[7,15,18]和地理单元^[16,17,19]等尺度探讨生态系统服务之间的相互关系。这种相互关系会根据空间^[16]和时间^[22]尺度的变化发生改变,单一尺度可能会掩盖土地覆被特征或遗漏生态系统服务之间的实际相互作用^[23],而阶段性的演变差异将引起生态系统服务供给与人类需求的不平衡,导致权衡关系更加难以确定和管理^[24],多维和多尺度的分析有助于增进对生态系统服务相互关系的全面认知。除此之外,权衡与协同关系受到复杂多样的驱动力影响,学者的研究重点放在探讨土地利用变化^[14]、自然需求^[10]和政策管理手段^[25]等驱动因素对生态系统服务权衡与协同关系的影响。尽管关于生态系统服务权衡与协同的研究愈加受到学界重视,当前生态系统服务关系判定仍以传统的数理统计为主,缺乏对空间分异的表达,因此探索权衡与协同的空间分布规律,加强对区域内部的异质性和复杂关系的研究,以便结合局部特征因地制宜制定生态保护政策,对地区资源永续利用,生态保护与经济发展齐驱并进具有重要意义。

在过去的几十年里,全球不同国家和地区迎来了快速城市扩张,城市空间无序开发,大量农用地向建设用地转变^[12,13]。在此背景下,众多学者展开了闽三角^[7]、长江经济带^[12]、粤港澳大湾区^[13]、京津冀^[15]等快速城镇化地区生态系统服务的研究工作,这些区域面临着同类的生态环境问题。一方面,城市化进程导致农用地结构调整、植被覆盖降低和不透水面增加,直接造成自然用地和生态系统的大量损失(例如:粮食生产、碳储存、土壤侵蚀等)^[9];另一方面,它通过改变水文过程,有机质、养分循环过程,间接破坏了生态系统间的物质传递(例如生境质量、气候调节等)^[26],这对不同类型的生态系统服务产生了消极作用。近年来绿色发展理念不断成为区域发展的重点,迫切需要加强城市化进程下的生态系统服务的相关研究,以建设人与自然和谐共生的现代化强国。

随着长三角区域一体化发展上升为国家战略,苏锡常地区作为中国快速城镇化地区的典型代表,该地区的发展具有极大的区域带动和示范作用。长期以来人口大量积聚、资源环境约束趋紧,区域经济迅猛发展,城市活动、空间组织和土地利用结构剧烈变化,打破了原有自然系统的山水结构,致使人居环境质量下降,区域各类生态系统服务功能衰退,急需在稳固经济增长的同时保障生态安全^[16,27]。研究苏锡常地区生态系统服务的变化状况及其权衡与协同关系,通过制定政策手段增强协同效应、削弱权衡效应,掌握该地治理的经验与范式,为明确区域服务主次、对快速城镇化地区生态建设提供借鉴和现实指导意义^[11]。因此,本研究基于多期的土地利用数据,遥感影像和相关参数,量化并分析了2000~2018年苏锡常地区碳储存、食物供给、维持生物多样性三项关键性的生态系统服务以表征生态系统的调节、供给与支持服务,并使用双变量空间自相关方法识别3种服务之间的权衡与协同关系,本研究以期对相关研究提供数据支持和方法参考,并对苏锡常地区开展生态保护建设,适应城镇化的健康发展提供决策依据。

1 研究区概况及数据来源

1.1 研究区概况

苏锡常地区(图1)(119°08'E~121°15'E,30°46'N~32°04'N)位于江苏省南部太湖之滨,地处长江三角洲腹心地带,东傍上海,南抱太湖,西望南京,北倚长江,地理位置优越。该地区生态系统类型复杂多样,农田与水体是主体生态系统,占苏锡常地区总面积的55.86%和25.21%,西部茅山与南部的天目山余脉森林覆盖率较高,形成天然的屏障,中部属于典型的平原河网地区,农田、河流与湖泊交错纵横,耕地质量优良,是中国传统的粮食高产区,高产田比例占75%以上^[28]。

苏锡常地区由苏州市、无锡市和常州市 3 个城市构成，是我国经济最发达、人口最稠密的地区之一。由于快速的城镇化进程，2000~2018 年苏锡常地区 GDP 总量从 0.33 万亿元增长到 3.71 万亿元，城市人口从 577.6 万人提升到 1645.55 万人，建设用地扩增 106.31%，而耕地面积总计减少 26.89%。区域土地资源配置矛盾突出，生态承载力严重超载，生态系统服务面临巨大威胁^[29]。

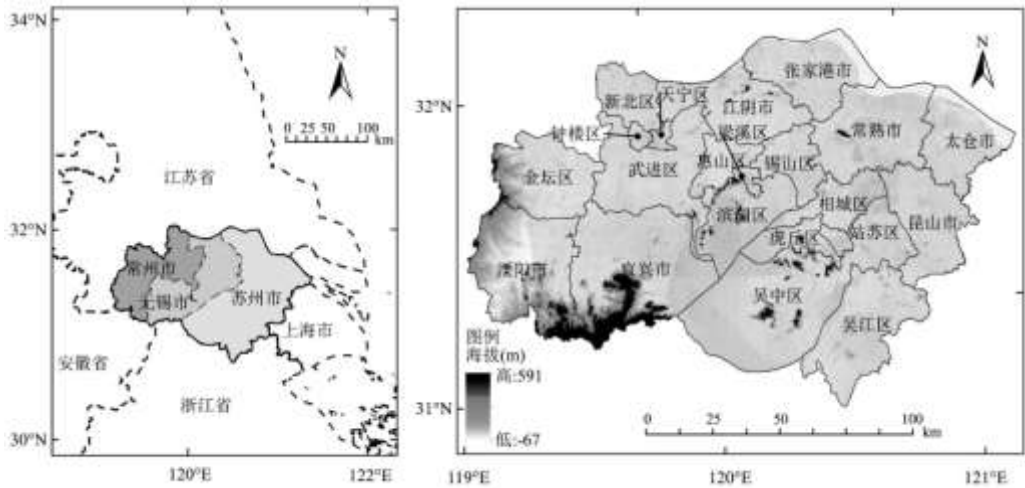


图 1 研究区概况

1.2 数据来源

本研究数据来源主要包括:2000、2005、2010、2015、2018 年五期的土地利用数据、ND-VI 数据、复种指数数据、NPP 数据、DEM 数据、社会统计数据和基础路网数据。其中，NDVI 数据使用 Google Earth Engine 云平台将 Landsat 数据用最大值合成方法处理，复种指数使用 MATLAB 软件从 NDVI 峰值特征点提取。为统一研究尺度，本研究使用 ArcGIS 软件，将所有数据重采样为空间分辨率为 30m 的栅格数据。

2 研究方法

2.1 生态系统服务评估方法与模型

2.1.1 碳储存

碳储存是生态系统服务通过与周围生态系统交换而存储在大气中二氧化碳的基础，属于核心生态系统服务指标，是未来生态系统服务研究关注的重点之一^[2]。本研究使用植被净初级生产力(NPP)反映碳储存能力,NPP 是衡量植物光合作用的重要参数^[30]，本研究使用的 NPP 数据来自于 MOD17A3HGF 产品，该产品为每个像素清除了 8d 叶面积指数和光合有效辐射分数中质量较差的输入。重采样将空间分辨率转为 30m，并绘制碳储存服务空间分布图。

2.1.2 食物供给

食物供给服务以单位面积的食物生产总量进行表征，由于统计年鉴中的食物产量以行政区域为基础单元统计，无法突出同一行政区内空间异质性^[31]，目前学者多依据当地主要农林牧渔业的质量、价格等社会经济基础数据进行食物产量的空间分配^[7, 17]。

但该方法假定所有的耕地、草地和水域均以同等产能进行食物生产，忽略了不同地块的生态本底和耕种制度不同，这将导致测算结果存在不确定性。因此，本研究总结前人经验^[30, 31]，结合苏锡常地区自然环境特点，依据 NDVI 与农作物产量之间的强线性关系^[30]，引入复种指数表征耕地种植制度^[28]。提取耕地地类，依据公式将区县级粮食作物产量赋值到基于 NDVI 和复种指数的耕地格网中，计算每个栅格所对应的食物供给能力数值，并绘制食物供给的空间分布图。

2.1.3 维持生物多样性

本研究采用综合指数法计算维持生物多样性服务^[32]。

使用 InVEST 软件 Habitat Quality 模块计算生境质量及生境稀缺度。根据模型要求设定生境中各地类的威胁源及敏感度。建设用地是人类对自然环境改造的突出体现，反映人类活动对自然生态系统的破坏；作为半自然半人工环境，耕地对自然生态系统存在一定程度的威胁；交通用地受到人类活动的胁迫，对周边地区的生态环境存在负面影响^[33, 34]。因此，本文将城镇用地、农村居民点、耕地和交通用地设定为威胁源。模型中涉及的主要参数包括威胁源、影响范围及权重，生境适宜度及对各威胁源敏感度，均参照 InVEST 模型的用户指南^[35]，并结合前人研究成果^[33, 34]及专家访谈结果确定。

香农多样性指数使用 Fragstats 软件计算。参照前人研究^[36, 37]，设定 1km×1km 的移动窗格，从研究区的左上角开始逐步移动，计算窗口内的 H 数值，并将该值赋给该窗口的中心栅格，最终得到 H 的栅格分布图。

2.2 生态系统服务权衡与协同研究方法

由于生态系统服务具有空间属性且分布模式受到地理因素的制约，生态系统服务在不同地区、不同地类之间存在空间依赖性，这种关系可通过全局空间自相关和局部空间自相关分析逐一确定。Moran' sI 是要素属性与空间关系的乘积，广泛用于判定空间上的相关性。因此，本研究首先计算双变量全局 Moran' sI，判定区域整体关联性，随后计算单位栅格的局部 Moran' sI 用以度量邻近单元的相互关联程度，并计算 P 值和 Z 得分进行假设检验，公式^[38]如下：

$$I = \frac{[n \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n W_{ij} (X_i^k - \bar{X}^k) (X_j^l - \bar{X}^l)]}{(\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n W_{ij}) \sum_{i=1}^n (X_i^k - \bar{X}^k) (X_j^l - \bar{X}^l)} \quad (1)$$

$$I_i^{kl} = \frac{X_i^k - \bar{X}^k}{\delta^k} \times \sum_{j=1}^n \left(W_{ij} \times \frac{X_j^l - \bar{X}^l}{\delta^l} \right) \quad (2)$$

式中：I 为双变量全局空间自相关系数， I_i^{kl} 表示双变量局部空间自相关系数； X_i^k 表示栅格 i 第 k 项生态系统服务值； X_j^l 表示栅格 j 第 l 项生态系统服务值； $\bar{X}^k$ 和 $\bar{X}^l$ 分别表示第 k、l 项生态系统服务的平均值； δ^k 和 δ^l 表示第 k、l 项生态系统服务的方差； W_{ij} 表示栅格 i、j 之间的空间邻接矩阵，本研究采用 ROOK 空间邻接矩阵。当 $I > 0$ 时，表现为正相关，即为相互增益的协同关系；当 $I < 0$ 时，表现为负相关，即为此消彼长的权衡关系。

根据单位栅格 I_i^{kl} 的数值绘制双变量局部空间自相关的 LISA 图，其中“高-高”和“低-低”分别为高值区强关联性地区和低值区强关联性地区，即表示相邻的空间单元为生态系统服务高值或低值的协同区域；“高-低”和“低-高”分别表示生态系统服务高值和低值、低值和高值强关联性的区域，表示相邻空间单元为生态系统服务高-低值、低-高值权衡区域；不显著区域则为空间独立关系。

3 结果与分析

3.1 生态系统服务的时空变化

图2展示了苏锡常地区3种生态系统服务在2000~2018年间平均水平的变化情况。整体来看,碳储存服务净增加了6.65%,食物供给服务净减少51.24%,维持生物多样性服务净减少7.02%。其中,碳储存服务先减少后增加,多年均值为 $312.82\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$,在2000~2005年,以每年2.40%的速率降低,之后保持每年1.63%的速率增长。食物供给服务和维持生物多样性服务呈现波动下降趋势,并在2010年出现拐点。食物供给服务多年均值为 $182.09\text{t}\cdot\text{km}^{-2}$,以每年2.85%的速率直线下降,减少总量占据2000全年食物供给的一半以上;维持生物多样性服务无量纲表示,多年平均水平为1.15,总体降幅不大,以每年0.39%的速率衰减。

图3揭示了2000~2018年的3种生态系统服务在不同地类中的平均分布情况、时空分布及空间动态。可以看出,各生态系统服务的分布具有空间差异,并且时空演化各具特点。

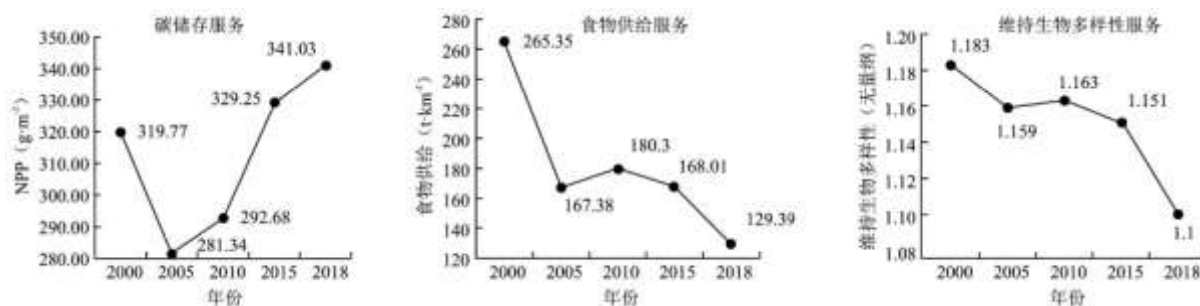


图2 2000~2018年3种生态系统服务平均水平的时间变化

碳储存服务在空间分布上呈现东北、西南高,中间低的特点。在不同土地利用类型中,林地碳储存服务能力最强($473.78\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$),耕地次之($422.32\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$)。由于耕地分布范围最广,提供研究区90.36%的碳储存服务、而林地仅提供9.37%。此外,碳储存服务在苏锡常地区空间分布差异可能与当地的日光时间,植被覆盖,温度和降水等因素密切相关^[12]。碳储存服务高值区($>550\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$)主要位于张家港市、常熟市、太仓市、昆山市、宜兴市。低值区($<300\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$)在平原河网高度城镇化地区较为突出,中值区分布广泛。由于太湖和大型建设用地的存在,苏州的碳储存服务($278.41\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$)低于无锡($372.26\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$)和常州($427.61\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$)两市。在2000~2018年,碳储存服务表现为城镇建成区衰减,而城郊地区增加的梯度变化特征,增长区主要分布在城市周边的耕地、林地,减少区域主要分布在城市扩张区,且高值区逐渐自东北向西南方向转移。

2000~2005年,食物供给服务高值区主要集聚在新北区、武进区南侧与宜兴市相接处。2010~2018年,高值区多集中在研究区东北、西南两侧,此处地势平坦开阔,植被覆盖度高,耕作方式多为一年两熟、两年三熟,粮食产量 $>500\text{t}\cdot\text{km}^{-2}$ 。耕地量变和复种指数降低是导致该区食物供给减少的重要原因,由于城市经济活动日益频繁,导致耕地数量锐减,市区的食物供给服务以每年4.43%的速率下降,而非市区的食物供给服务则以每年3.26%的速率增长。除此之外,苏州由稻麦轮作改种单季稻,季节性撂荒浪费了良好的水热条件,且无锡、常州两地受农业结构调整较大,区域整体的复种指数降低,而西部的溧阳、金坛和北部的张家港等地复种指数保持稳定^[28]。因此,食物供给服务沿市区中心向周边地区扩张方向变化,高值区从耕地质量好的环湖平原转向耕地质量较差的西南丘陵区,在溧阳、金坛西侧、张家港东南侧呈现集聚增长态势。

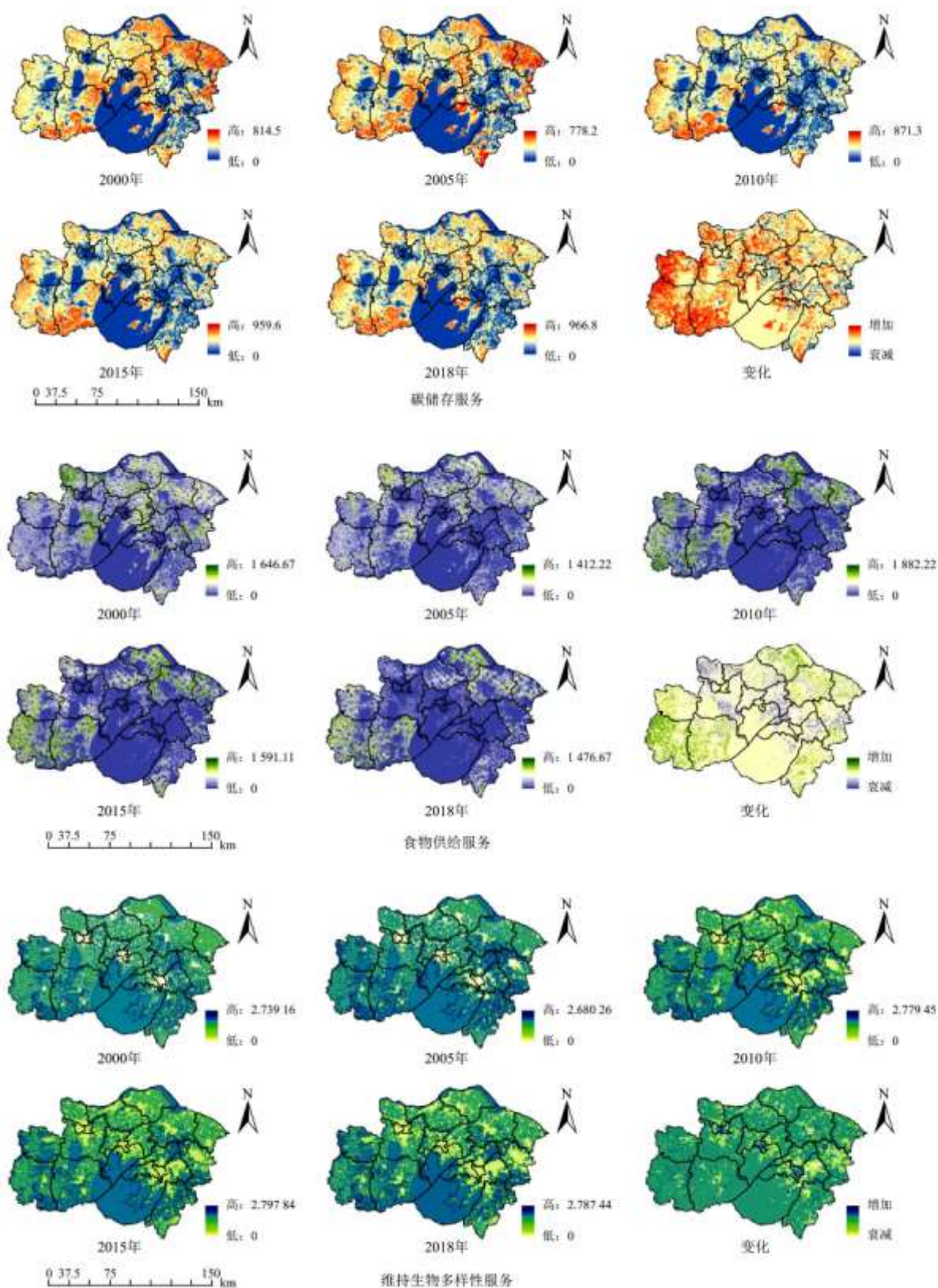


图 3 2000~2018 年苏锡常地区生态系统服务及变化的空间分布

维持生物多样性服务分布与生态土地分布高度相关,林地维持生物多样性服务能力最强,草地、水域次之,建设用地最弱。高值区(>1.63)集中分布在林地和水域范围,低值区(<0.67)集中分布在城镇用地和农村居民点处,中值区分布范围大体与耕地分布范围一致。由于各土地利用类型占地面积不一致,最终苏锡常地区的维持生物多样性服务 59.39%来自耕地,30.93%来自水域,仅 0.31%来自草地。2000~2018 年,随着近年来苏锡常地区城镇对生态土地的迅速入侵,维持生物多样性服务的退化区域与城市扩张区保持高度一致,退化区域(47.87%)显著大于提升区域(21.73%),各行政单元内维持生物多样性服务均保持退化趋势,其中减少区域 87.99%来自建设用地,增加地类 52%来自耕地。在苏锡常地区维持生物多样性服务衰减现象集聚,沿西北-东南走向,在苏锡常主城区及副中心城市张家港-昆山-常熟轴线上呈条带状衰减。

3.2 生态系统服务的权衡与协同分析

3.2.1 权衡与协同的全局分析

在双变量空间自相关的假设检验中,P 值<0.01,Z 得分>2.58 或<-2.58,表明置信检验的结果高度显著,在置信水平为 99%时,拒绝零假设。在空间统计学中,零假设指地理要素在每个空间单元内出现的概率相同,呈现随机分布的特点。说明 2000~2018 年,苏锡常地区 3 种生态系统服务存在空间相互关系,并表现为非随机分布的特点。

全局 Moran' sI 结果显示,碳储存-食物供给服务、碳储存-维持生物多样性服务的 Moran' sI 均为正值,碳储存服务与其他两项服务在整体上表现为协同效应。其中,碳储存-食物供给服务的 Moran' sI 更趋近于 1,且 Z 得分更大,表明空间单元周围区域的空间单元属性值越大,高值区的聚类程度越高,这两项生态系统服务的协同关系更为明显,这也体现植被覆盖度高对碳储存和食物供给服务的双重促进作用;碳储存-维持生物多样性服务呈现协同关系,表明在碳储量高的土地拥有良好的生境,对维护生物多样性服务提升大有裨益。而食物供给-维持生物多样性服务 Moran' sI 为负值,两者在区域整体上呈现权衡关系,说明在食物供给能力强的耕地区域,土地利用类型变化频繁、破碎化程度高,导致生境压力大,并对维护生物多样性功能产生负面影响。

3.2.2 权衡与协同的空间格局

为进一步探究苏锡常地区生态系统服务内部的权衡与协同关系,双变量局部空间自相关的 LISA 图(图 4)显示,生态系统服务的相互关系在区域内部表现出明显的空间差异及空间错位现象。

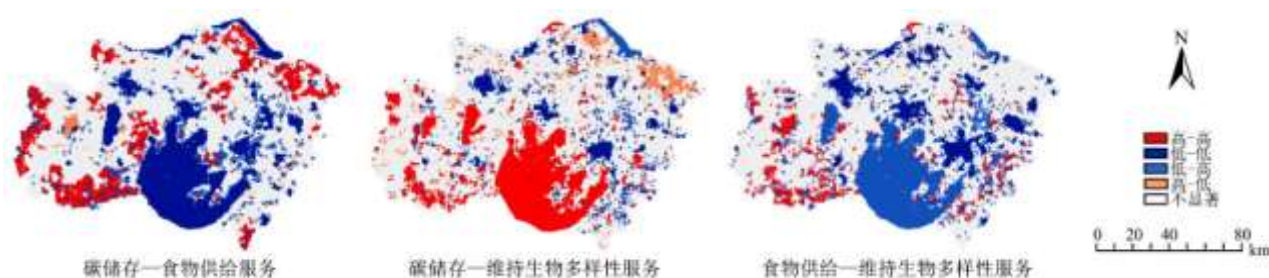


图 4 2000~2018 年苏锡常地区生态系统服务双变量局部 LISA 图

碳储存-食物供给服务以协同区为主,协同区域占 34.99%,权衡区域占 17.86%。其中低值协同区主要集中在平原河网高度城镇化地区及水域范围,包含各主城区,沿西北-东南轴线间隔分布;高值协同区主要分布在金坛区西侧及南部山地丘陵一带,呈条带状分布,零星分布在张家港市、常熟市和太仓市。低-高值权衡区零散分布在高值协同区域内;高-低值权衡区主要分布在太湖范围。

碳储存-维持生物多样性服务以协同区为主,协同区域占 24.73%,权衡区域占 9.40%。高值协同区主要分布在太湖、洮湖、滬湖、茅山、天目山余脉,土地利用类型集中表现为水域和林地;低值协同区集中在城中心范围,沿西北-东南轴线间隔分布。高-低值协同区主要分布在张家港市、常熟市和太仓市;低-高值协同区分布在张家港市北侧长江,阳澄湖及吴江区水系密布区域。

食物供给-维持生物多样性服务以权衡区为主,协同区域占 9.23%,权衡区域面积占 15.11%。高值协同区主要分布在太湖、金坛区西侧茅山、溧阳市与宜兴市南部天目山余脉等范围;低值协同区与常州市、无锡市、苏州市市区范围及张家港市、常熟市、昆山市城镇用地及农村居民点分布范围一致。其主要河湖及沿江岸带的权衡强度高于其他陆域地区,低-高值权衡区主要分布在太湖、滬湖、张家港北侧长江、吴江区水系密布地区;高-低值权衡区散乱无序分布。

4 讨论

4.1 城镇化对生态系统服务的时空分布和相互关系的影响

生态系统服务时空分布格局及演化规律受到土地利用和土地覆被变化的直接影响^[10],在苏锡常地区,自然用地(草地、林地等)碳储存服务和维持生物多样性服务普遍高于农田和建成区,这种空间分布模式与宁波市^[30]和太湖流域^[16]的研究结果一致,这可能是由于自然用地人为扰动低,植被覆盖度高,有机质积累较多,而农田主要承担着供给者角色,调节与支持服务能力较弱^[15]。2000~2018 年,苏锡常地区的碳储存服务略有上升,食物供给与维持生物多样性服务波动下降(图 2),特别在城镇扩张区碳储存、食物供给、维持生物多样性服务年退化率达到 0.7%、5.51%、3.91%,显著高于整体平均水平,这充分体现了城市化的负面外部影响。一方面,苏锡常地区的城镇人口年增长率高达 10.27%,劳动力向城镇迁移力度大^[39],农业非粮化和弃耕现象突出^[40],耕地利用效率低下间接影响了粮食耕种;同时建成区人口的集聚和扩散过程对自然生境的干扰强度和频度增加,直接威胁到碳储存和生物多样性^[41]。另一方面,快速城市化背景下的苏锡常地区土地利用转型的主要特征是耕地减少和城乡建设用地快速扩张^[39],这些新增的建设用地 90%都是由耕地转换^[42]。建设用地在 2000~2018 年扩增 106.31%,加剧了土地的粗放利用,林地与农田的萎缩是碳储存和粮食供给服务减少的直接原因,并且剧烈的土地利用结构调整会增加自然栖息地的隔离,阻断生态廊道,加剧自然景观的破碎化,进一步影响维持生物多样性服务^[41]。

本研究识别了苏锡常地区的生态系统服务的相互关系,从区域整体来看维持生物多样性与食物供给为权衡关系、与碳储存服务为协同关系,这与国内快速城市化地区京津冀^[15]、长江经济带^[12]等结果近似一致,而碳储存服务与食物供给呈现协同变化与相关研究较为不同^[7,24]。可能原因是:(1)计算方法不同。本研究食物供给根据粮食产量与复种指数、NDVI 之间的回归方程估算得出,而已有研究表明 NDVI 与 NPP 之间存在较强相关性^[8],因此导致两者协同变化,这与宁波市的结果一致^[30];(2)研究尺度不同。不同尺度数据的选择会导致生态系统服务之间权衡与协同的评估结果不同,在栅格尺度与行政单元尺度可能产生较大差异^[5,16];(3)有学者^[17]指出,在不同地类组合之间,生态系统服务间权衡与协同关系表现不一,林地或更单一地类聚集时两者大多数存在协同关系,而苏锡常地区农田是主体生态系统,林地草地较为稀少,碳储存服务受耕地变化影响较大。

进一步细化区域内部的权衡与协同关系,本研究发现生态系统服务的高值协同区主要分布在金坛区西侧的茅山、溧阳市和宜兴市南部的天目山余脉,这与林地的分布范围相近。可能的原因是,碳储存、食物供给和维持生物多样性服务能力均与植被覆盖有关,林地的森林覆被率高,受城镇化影响相对较小且斑块相对完整,为生物提供了良好的生存条件,因此生态系统服务彼此之间显现协同促进效应。低值协同区集中分布在建设用地和流域范围,说明在受人为影响大、城镇经济活动的密集区,这 3 种生态系统服务均受到不同程度的负面影响,对整个生态系统服务造成叠加性的损失。

除此之外,在苏锡常地区大量的权衡区域嵌入在连续的协同区域中,特别零散分布在林地、农田外围或与之交错分布,表明区域土地利用在一定程度上存在着竞争和博弈关系。一方面,城镇和农村收入大幅增加,扩大了对住房、出行、娱乐等需求的激增^[42],推动了城市和农村建设用地对生态土地持续侵占^[12],林地、农田周围部分土地被转换成建成区和道路;另一方面,为了确保耕地保护政策的执行,大量的自然或半自然土地覆盖转化为耕地^[43]。这些导致土地分割,影响了农业生态系统提供生态

系统服务的供给能力，同时也影响了森林碳储存和维持生物多样性的调节和支持能力，促使原本的生态系统结构被破坏而出现权衡现象。

4.2 政策启示

本研究探讨了苏锡常地区 3 种生态系统服务的空间动态格局及生态系统服务间权衡与协同关系，为实现生态系统服务价值最大化且持续供给，需要针对不同生态系统服务之间的共同驱动力采取针对性的有效措施。本研究认为迅速的城镇化进程无疑是该地区土地快速变化和生态系统服务权衡与协同的重要诱因^[16]。对此，苏锡常地区在未来的发展和规划中，应充分维护当地生态本底优势，削弱城镇化对生态系统的负面影响，主要包含以下 3 点：

(1) 严格控制建设占用耕地的数量，最大程度减少对优质耕地的占用，合理控制城镇开发边界，提升建设用地集约利用的水平，引导人口和产业由主城区向周边和其他城镇转移^[13]。且该区域的权衡区多处于西南部宜兴、溧阳、金坛的林地外围、建设用地与林地、耕地的相接处，未来在城市扩张中因尽量保持原有的生态结构的完整性和连通性^[12]，或选取合适的区域进行林地的改造利用；

(2) 严格执行耕地保护政策，保护粮食生产核心区，重视农业结构调整并加强土地集约利用^[30]。由于张家港、昆山、常熟等地在地理空间上更靠近经济中心上海，受到辐射作用更强，苏锡常地区东部和北部的县市耕地流失的强度是大幅高于西南部的金坛、溧阳和宜兴等地^[42]。因此，苏州市应着重保护剩余的高质量可耕地^[28]，大力推进“三优三保”拆旧复垦工作，在低强度开发区和农村居民区促进低效和闲置土地的开垦和再开发^[39]，促进耕地多功能的合理利用，建立健全生态补偿机制。

(3) 同时，在未来的实践中，应杜绝“一刀切”的管理模式，充分考虑区域内部的权衡与协同关系，可基于生态系统服务簇对景观进行地理空间分区^[30]，明确不同区域的主导功能^[9]，分区灵活管理、精准施策，减少经济发展与生态保护的权衡与冲突，实现生态系统服务的效益最大化和可持续提升。

本研究下一步应深入加强生态系统服务权衡协同的驱动机理研究，并考虑到权衡与协同的可逆性^[11]，重视生态系统服务权衡与协同的尺度效应^[16]，及这种数量变化的非线性测度^[10]，尝试使用多个时间尺度和不同基础单位、不同方式评估生态系统服务以获得更可靠和更全面的结果，以期为后续学者在进行相关研究时提供一定帮助。

5 结论

生态系统服务权衡与协同的研究对未来人类土地管理和空间规划发挥着重要的核心作用。本研究以快速城镇化背景下的苏锡常地区为研究区域，基于多源数据、改进的食物供给测算方法、INVEST 模型等常用方法定量评估碳储存、食物供给、维持生物多样性服务的分布格局及时空动态变化规律，并对量化后的生态系统服务值进行双变量空间自相关分析和空间制图，进一步分析 3 种生态系统服务之间的权衡与协同关系。得到以下结论：在 2000~2018 年，苏锡常地区生态系统服务中碳储存服务增加，而食物供给服务和维持生物多样性服务降低。从区域整体考虑，生态系统服务的协同区域较多，权衡区域较少，并且呈现空间聚集的分布模式，碳储存服务与其他两者服务呈现协同关系，食物供给与维持生物多样性服务呈现权衡关系。此外，我们的研究表明，在城镇扩张区各生态系统服务退化现象严重，表明了城镇化进程对自然环境空间造成挤压，加剧生境破碎化程度，并且外溢对邻域的生态用地造成影响，导致了协同的削弱及权衡区域的出现。这些低效的协同区和权衡区域可通过决策者在政策和规划的影响下转变，为区域生态保护和可持续发展提供基础。

参考文献：

[1]COSTANZA R,DARGE R,DEGROOT R,et al.The value of the world' ecosystem services and natural capital[J].

Ecdological Economics, 1988, 25(1):3-15.

[2]李龙, 吴大放, 刘艳艳. 国内外土地利用与生态系统服务研究热点与趋势——基于 CiteSpace 计量分析[J]. 水土保持研究, 2020, 27(5):396-404.

[3]ASSESSMENT M E. Ecosystems and human well-being[M]. Washington D.C.:Island Press, 2005.

[4]曹祺文, 卫晓梅, 吴健生. 生态系统服务权衡与协同研究进展[J]. 生态学杂志, 2016, 35(11):3102-3111.

[5]傅伯杰, 张立伟. 土地利用变化与生态系统服务:概念、方法与进展[J]. 地理科学进展, 2014, 33(4):441-446.

[6]谢高地, 甄霖, 鲁春霞, 等. 一个基于专家知识的生态系统服务价值化方法[J]. 自然资源学报, 2008, 23(5):911-919.

[7]税伟, 杜勇, 王亚楠, 等. 闽三角城市群生态系统服务权衡的时空动态与情景模拟[J]. 生态学报, 2019, 39(14):5188-5197.

[8]王晓峰, 程昌武, 尹礼唱, 等. 新疆生态系统服务时空变化及权衡协同关系[J]. 生态学杂志, 2020, 39(3):990-1000.

[9]SYLLA M, HAGEMANN N, SZEWRAN' SKI S. Mapping tradeoffs and synergies among peri-urban ecosystem services to address spatial policy[J]. Environmental Science&Policy, 2020, 112:79-90.

[10]ZHENG H, WANG L J, WU T. Coordinating ecosystem service trade-offs to achieve win-win outcomes:A review of the approaches[J]. Journal of Environmental Sciences, 2019, 82 (08):103-112.

[11]李双成, 张才玉, 刘金龙, 等. 生态系统服务权衡与协同研究进展及地理学研究议题[J]. 地理研究, 2013, 32(8):1379-1390.

[12]XU X B, YANG G S, TAN Y, et al. Ecosystem services tradeoffs and determinants in China' s Yangtze River Economic Belt from 2000 to 2015[J]. Science of the Total Environment, 2018, 634:1601-1614.

[13]王世豪, 黄麟, 徐新良, 等. 粤港澳大湾区生态系统服务时空演化及其权衡与协同特征[J]. 生态学报, 2020, 40(23):8403-8416.

[14]ZHONG L N, WANG J, ZHANG X, et al. Effects of agricultural land consolidation on ecosystem services:Trade-offs and synergies[J]. Journal of Cleaner Production, 2020, 264:121412.

[15]SHEN J S, LI S C, LIANG Z, et al. Exploring the heterogeneity and nonlinearity of trade-offs and synergies among ecosystem services bundles in the Beijing-Tianjin-Hebei urban agglomeration[J]. Ecosystem Services, 2020, 43:101103.

[16]BAI Y, CHEN Y Y, ALATALO J M, et al. Scale effects on the relationships between land characteristics and ecosystem services:A case study in Taihu Lake Basin, China[J]. Science of the Total Environment, 2020, 716:137083.

[17]高艳丽, 李红波, 侯蕊. 汉江流域生态系统服务权衡与协同关系演变[J]. 长江流域资源与环境, 2020, 29(7):1619-1630.

-
- [18]ORSI F, CIOLLI M, PRIMMER E, et al. Mapping hotspots and bundles of forest ecosystem services across the European Union[J]. Land Use Policy, 2020, 99:104840.
- [19]MOR N-ORD EZ A, AMEZTEGUI A, DE C CERES M, et al. Future trade-offs and synergies among ecosystem services in Mediterranean forests under global change scenarios[J]. Ecosystem Services, 2020, 45:101174.
- [20]DEMESTIHAS C, PL NET D, G NARD M, et al. A simulation study of synergies and tradeoffs between multiple ecosystem services in apple orchards[J]. Journal of Environmental Management, 2019, 236 (APR. 15):1-16.
- [21]WHITE C, HALPERN B S, KAPPEL C V. Ecosystem service tradeoff analysis reveals the value of marine spatial planning for multiple ocean uses[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2012, 109(12):4696-4701.
- [22]HEIN L, VAN KOPPEN C S A, VAN IERLAND E C, et al. Temporal scales, ecosystem dynamics, stakeholders and the valuation of ecosystems services[J]. Ecosystem Services, 2016, 21:109-119.
- [23]BAGSTAD K J, COHEN E, ANCONA Z H, et al. The sensitivity of ecosystem service models to choices of input data and spatial resolution[J]. Applied Geography, 2018, 93:25-36.
- [24]SUN W, LI D H, WANG X R, et al. Exploring the scale effects, trade-offs and driving forces of the mismatch of ecosystem services[J]. Ecological Indicators, 2019, 103:617-629.
- [25]LI T, L Y H, FU B J, et al. Bundling ecosystem services for detecting their interactions driven by large-scale vegetation restoration:Enhanced services while depressed synergies[J]. Ecological Indicators, 2019, 99:332-342.
- [26]ALBERTI M. Maintaining ecological integrity and sustaining ecosystem function in urban areas[J]. Current Opinion in Environmental Sustainability, 2010, 2(3):178-184.
- [27]周忠学. 城市化对生态系统服务功能的影响机制探讨与实证研究[J]. 水土保持研究, 2011, 18(5):32-38, 295.
- [28]潘佩佩, 杨桂山, 王晓萌, 等. 太湖流域粮食生产对耕地利用变化动态响应分析及预测[J]. 长江流域资源与环境, 2019, 28(10):2364-2375.
- [29]环境保护部, 中国科学院. 《全国生态功能区划(修编版)》[M]. 2015.
- [30]CAO Y, CAO Y, LI G, et al. Linking ecosystem services tradeoffs, bundles and hotspot identification with cropland management in the coastal Hangzhou Bay area of China[J]. Land Use Policy, 2020, 97:104689.
- [31]CHEN W X, YE X Y, LI J F, et al. Analyzing requisition-compensation balance of farmland policy in China through telecoupling:A case study in the middle reaches of Yangtze River Urban Agglomerations[J]. Land Use Policy, 2019, 83:134-146.
- [32]王蓓, 赵军, 胡秀芳. 石羊河流域生态系统服务权衡与协同关系研究[J]. 生态学报, 2018, 38 (21):7582-7595.

-
- [33]王惠, 许月卿, 刘超, 等. 基于地理加权回归的生境质量对土地利用变化的响应——以河北省张家口市为例[J]. 北京大学学报(自然科学版), 2019, 55(3):509-518.
- [34]吴健生, 曹祺文, 石淑芹, 等. 基于土地利用变化的京津冀生境质量时空演变[J]. 应用生态学报, 2015, 26(11):3457-3466.
- [35]SHARP R, DOUGLASS J, WOLNY S. InVEST User Guide[M]. 2019.
- [36]巩杰, 孙朋, 谢余初, 等. 基于移动窗口法的肃州绿洲化与景观破碎化时空变化[J]. 生态学报, 2015, 35(19):6470-6480.
- [37]李栋科, 丁圣彦, 梁国付, 等. 基于移动窗口法的豫西山地丘陵地区景观异质性分析[J]. 生态学报, 2014, 34(12):3414-3424.
- [38]ANSELIN L, SYABRI I, KHO Y. GeoDa: An introduction to spatial data analysis[J]. Geographical Analysis, 2006, 38(1):5-22.
- [39]LONG H L, GE D Z, ZHANG Y N, et al. Changing man-land interrelations in China's farming area under urbanization and its implications for food security[J]. Journal of Environmental Management, 2018, 209:440-451.
- [40]张天柱, 张凤荣, 黄敬文, 等. 工业化区域撂荒耕地空间格局演变及影响因素分析[J]. 农业工程学报, 2019, 35(15):246-255.
- [41]ELMQVIST T, FRAGKIAS M, GOODNESS J, et al. Urbanization, biodiversity and ecosystem services: Challenges and opportunities[M]. Dordrecht: Springer Netherlands, 2013.
- [42]周翔, 韩骥, 孟醒, 等. 快速城市化地区耕地流失的时空特征及其驱动机制综合分析——以江苏省苏锡常地区为例[J]. 资源科学, 2014, 36(6):1191-1202.
- [43]ZHENG W W, KE X L, ZHOU T, et al. Trade-offs between cropland quality and ecosystem services of marginal compensated cropland: case study in Wuhan, China[J]. Ecological Indicators, 2019, 105:613-620.