

DOI: 10.5846/stxb201711172048

刘世梁<sup>1,\*</sup>, 刘芦萌<sup>1</sup>, 武雪<sup>1</sup>, 侯笑云<sup>1</sup>, 赵爽<sup>1</sup>, 刘国华<sup>2</sup>. 区域生态效应研究中人类活动强度定量化评价. 生态学报, 2018, 38(19): - .

Liu S L, Liu L M, Wu X, Hou X Y, Zhao S, Liu G H. Quantitative evaluation of human activity intensity on the regional ecological impact studies. Acta Ecologica Sinica, 2018, 38(19): - .

## 区域生态效应研究中人类活动强度定量化评价

刘世梁<sup>1,\*</sup>, 刘芦萌<sup>1</sup>, 武雪<sup>1</sup>, 侯笑云<sup>1</sup>, 赵爽<sup>1</sup>, 刘国华<sup>2</sup>

<sup>1</sup> 北京师范大学环境学院水环境模拟国家重点实验室, 北京 100875

<sup>2</sup> 中国科学院生态环境研究中心城市与区域国家重点实验室, 北京 100085

**摘要:** 人类活动及其干扰会产生不同的生态环境效应, 定量化评价区域人类活动干扰的特点是分析人类活动对区域生态环境影响的基础。人类活动强度的定量评价有助于更好地理解生态系统变化的驱动机制, 对于合理调控人类活动, 预防或减少可能产生的生态危机以及区域的规划管理和政策的制定具有重要意义。通过回顾从生态效应视角出发定量化评价人类活动强度的研究, 认为目前研究者主要从压力变化和状态变化两方面对人类活动强度进行评价。基于人类活动压力的视角, 主要建立了基于权重的多指标叠加体系对人类活动强度进行评估; 而从状态变化的角度, 研究者主要从土地利用变化、生态系统服务变化或多因子状态变化等方面进行评价。进一步详细介绍了在定量化评价人类活动强度中应用较为广泛的方法, 如人类足迹指数、喀斯特干扰指数、生态足迹方法和景观发展指数等。最后指出了目前人类活动强度定量化评价研究中存在的问题及对未来发展提出了建议。

**关键词:** 人类活动; 干扰; 定量化评价; 指标体系; 生态效应

## Quantitative evaluation of human activity intensity on the regional ecological impact studies

LIU Shiliang<sup>1,\*</sup>, LIU Lumeng<sup>1</sup>, WU Xue<sup>1</sup>, HOU Xiaoyun<sup>1</sup>, ZHAO Shuang<sup>1</sup>, LIU Guohua<sup>2</sup>

<sup>1</sup> State Key Laboratory of Water Environment Simulation, School of Environment, Beijing Normal University, Beijing 100875, China

<sup>2</sup> Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China

**Abstract:** Human activities and interventions may have various ecological impacts. Quantitative evaluation of human disturbance is critical for analyzing the effect of human activities on the regional ecological environment. Such evaluations are valuable for understanding the driving mechanism of ecological change and regulating of human activities. In addition, information obtained from the evaluation is helpful to prevent or reduce the potential ecological crisis, and useful on regional planning and policymaking. In this paper, we review the quantitative evaluation methods of human activity intensity from the perspective of ecological impacts. We found that a majority of existing studies mainly evaluate the intensity of human activity from two aspects: pressure change and state change. In the aspect of pressure change, weight-based multi-index superposition systems are established to evaluate the intensity of human activities. In the aspect of state change, human activity intensity is evaluated primarily based upon land use change, ecosystem service change, or multi-factor state change. In addition, this study provides detailed descriptions of methods that are widely applied in the evaluation of human activity intensity, such as the human footprint index, karst disturbance index, ecological footprint, and landscape development index. Finally, we discuss the current problems with the quantitative studies of human activity intensity and give our suggestions for the future study.

**基金项目:** 国家重点研发计划项目(2016YFC0502103); 国家自然科学基金项目(41571173)

**收稿日期:** 2017-11-17; **网络出版日期:** 2018-00-00

\* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: shiliangliu@bnu.edu.cn

**Key Words:** human activity; intervention; quantitative assessment; indicator system; ecological effect

1864 年, George P. Marsh 在《人与自然》(Man and Nature) 一书中提出“人类活动在多大程度上影响了自然的进程”<sup>[1]</sup>。这一问题引发了科学界关于人类活动对自然环境影响评估的探讨。1989 年, McCloskey 等基于荒野(大于 400000ha 以上的大片没有人工建筑物的土地)的数据,建立了第一个全球尺度上未受干扰生态系统的分布结果<sup>[2]</sup>。1995 年, Hannah 等在全球尺度上评估了自然栖息地被人类干扰的程度,发现未受干扰的土地占全球陆地面积的 52%<sup>[3]</sup>。这些研究都对 George P. Marsh 的问题做出了回应。

进入 21 世纪以来,人类改造自然界的力度和规模不断增强,对生态环境的扰动和压力也不断增加。Ellis 等发现荒地(wildness)面积占全球无冰区域面积不到四分之一<sup>[4]</sup>; Halpern 等的研究认为人为压力严重影响了全球五分之一的海洋,而且这种压力正在不断加大<sup>[5]</sup>; Krausmann 等的研究发现,1910 年到 2005 年人类占用的净初级生产力翻了一倍<sup>[6]</sup>。越来越多的证据表明人类对自然系统的需求正在加速,并可能破坏这些系统的稳定性<sup>[7]</sup>。因此,对人类活动进行评估,从而正确认识人类活动的规模、强度及时空变化规律,对于预防可能产生的生态威胁显得十分必要。

作为人与环境系统的重要组成部分,关于人类活动的研究在不同领域均有涉及。在地理学研究中,人类活动通常体现在人地关系分析中,而对人类活动产生的生态效应的研究往往不是其重点<sup>[8]</sup>;在生态适宜性、生态脆弱性和生态效应评价等研究中,人类活动往往被作为环境因子和生态变化的驱动力因子考虑,侧重于相关关系探究<sup>[9]</sup>;在生态系统服务研究中,人类往往作为服务的需求者和受益者来考虑<sup>[10]</sup>;而在灾害风险科学的研究中,人类活动又作为区域灾害系统的致灾因子和承灾体进行分析<sup>[11]</sup>。总体来看,以往的研究大多将人类活动作为所研究问题的辅助信息,通过选择相应指标(如人口,国民生产总值等)表征人类活动强度,以实现对所研究问题的成因或结果分析。尽管零散的指标也能反映人类活动情况,但由于缺少对人类活动强度的全面评估,可能会造成对研究问题的成因或者其影响的认识不全面。此外,这些表征人类活动的指标大多选自社会、经济层面,多数指标往往不能体现生态效应的内涵。目前虽然已有多种从生态效应的角度定量化评价人类活动强度的方法,但绝大多数方法仍处在起步发展阶段,尤其在国内的研究中,没有形成统一的体系或较为认可的指标。越来越多的研究已经开始重视人类活动的生态效应与区域生态安全的耦合机理研究,侧重更为准确的衡量和预测不同人类活动对区域生态环境的影响。

基于此,我们希望能从生态效应视角出发,对定量化评价人类活动强度的方法进行梳理,发现目前此类研究存在的不足,为之后该领域的发展提供参考。本文首先阐述了人类活动的概念,进而总结了定量化评价人类活动强度的方法体系。基于评价体系,详细介绍了几个重要的评价指标。最后,指出了目前定量化评价人类活动强度中存在的问题,并提出了相关建议和展望。

## 1 人类活动概念

人类活动是指人类一切可能形式的活动或行为,触及了生物圈中的每个地点、组成部分和过程,包括个体、群体、社会、政治、经济等不同方面。本文所指的人类活动是从人与自然关系视角出发,包含人类为满足自身生存和发展对自然环境所采取的各种开发、利用和保护行为的总称。按其产生的生态效应,人类活动可分为以下几种(表 1)。其中,重大工程的建设、土地利用变化和城市化等是目前对生态影响较大的人类活动。

此外,本文所指的人类活动也可表述为 Hemeroby、人类干扰(human disturbance)和人为压力(human pressure)等。其中, Hemeroby 一词来源于希腊语 *hemeros*,由芬兰植物学家 Jalas 等于 1955 年首次提出,通过量化目前的植被覆盖状态与完全不存在人类干预情况下构建的自调节植被最终状态之间的距离,进而评价人类活动对植被的影响<sup>[12-13]</sup>。随后德国生态学家 Sukopp 等提出了人为干扰度(degree of hemeroby)的概念,将其定义为“一种评价人类有意或无意干扰对生态系统影响的综合方法”,用于评价人类活动对生态系统的影响<sup>[14]</sup>。人类干扰(human disturbance)的概念与自然干扰相对应,用来表示由人类活动引起的自然生态系统的

扰动<sup>[15]</sup>。而关于人为压力(human pressure),有学者将人类活动归为几种不同的压力类型,以描述生态系统及其组成部分受到干扰的具体方式<sup>[16]</sup>,但人类活动与人为压力的概念大多数情况下可以互用。

表 1 人类活动分类  
Table 1 The classification schemes of human activity

|                                             |                                                      |
|---------------------------------------------|------------------------------------------------------|
| 生态效应 Ecological effects                     | 代表性人类活动 Representative human activity                |
| 土壤侵蚀 Soil erosion                           | 高挖低填、路肩边坡、坡耕地开发、水土保持工程、土地整治                          |
| 土地沙漠/荒漠化 Desertification                    | 地表植被破坏、不合理灌溉、水资源破坏和浪费                                |
| 水文效应 Hydrological effect                    | 流域地表覆被改变、城市不透水表面增加、农业/生活用水、水利水电工程建设、跨流域调水            |
| 改变生物地球化学循环<br>Global biogeochemistry change | 化肥农药施用、化石能源消耗                                        |
| 生物多样性变化 Biodiversity change                 | 外来物种入侵、放牧、捕鱼、砍伐、狩猎、引起生境破碎的活动                         |
| 气候变化 Climate change                         | 化石燃料燃烧、农业和工业活动引起的温室气体排放、土地利用变化(城市化、植被破坏、森林砍伐)、气溶胶的排放 |
| 土地利用变化 Land use change                      | 基础设施修建、围填海工程、植被破坏、城市化                                |

## 2 人类活动强度量化评价体系

人类活动强度是指一定面积的区域受人类活动的影响而产生的扰动程度。现在普遍认为,关于人类活动对区域生态环境影响强度的定量评价始于 1975 年莱温估计土壤侵蚀背景值(无人为干扰条件下的土壤侵蚀)。所得结论有一定价值,但不具备普遍意义,无法推进对人类活动影响强度的量化。国内系统性定量分析人类活动强度始自 1998 年文英对人类活动强度定量评价方法的初步探讨<sup>[17]</sup>。文英从自然、社会和经济三方面入手,选择地形起伏度、经济密度等 9 个指标,利用层次分析和权重加权法,对 1995 年全国各省市的人类活动强度进行了评估。

由于大多数研究均会涉及对人类活动的评价,为筛选量化评价人类活动强度的指标增加了难度。因此,在选择综述的方法时,我们主要遵循了两个原则:一是评价方法能够综合地表现人类活动强度,二是评价方法需要体现生态效应的内涵。根据上述两个原则,我们建立了图 1 所示的评价体系。总体来看,目前关于人类活动强度量化评价的研究主要从压力变化和状态变化两方面评价,研究的思路也遵循了生态效应研究中的压力-状态-响应(Pressure-State-Response, PSR)框架和驱动力-状态-响应(Driving force-State-Response, DSR)框架等<sup>[18-19]</sup>。

一方面,部分学者从压力的角度出发,侧重对人类活动本身进行刻画。其中一类方法为基于权重的多指标叠加分析方法,即通过建立反映研究区人类活动的评价指标体系,经由主观或客观赋权法确定各指标的权重,最后运用加权法获得人类活动强度指数<sup>[20-21]</sup>。该方法思路清晰,操作方便,结合空间数据可以将人类活动强度通过空间制图的形式表达出来,得到了广泛应用<sup>[22-26]</sup>。但由于生态系统的复杂性及人类活动的多样性,许多方法只适用于某种生态系统,甚至某个研究区,无法进行区域间人类活动强度的比较。基于此,有学者将生态系统的差异考虑在内,建立了针对陆地生态系统和海洋生态系统的人类足迹指数和海洋生态系统多尺度空间模型。由于将人类活动作用地的生态系统差异考虑在内,体现了人类活动与生态效应间的相互关系,使这种方法具有了更广的适用性。除此之外,还有一些综合性的方法也从压力角度出发对人类活动强度进行量化评价,如生态足迹指数。作为一个比较成熟的全面评估人类对生态系统影响的方法,生态足迹方法已经在全球、国家、区域、城市乃至个体层次等宏观和微观尺度上得到了广泛应用<sup>[27-28]</sup>。

另一方面,也有部分学者从人类活动引起的状态变化角度出发量化评价人类活动强度<sup>[29-30]</sup>。其思路是基于人类活动产生的生态效应,从土地利用变化、生态系统服务变化或者多个状态因子的变化角度侧面表现人类活动强度<sup>[31-33]</sup>。其中,从土地利用变化角度量化评价人类活动强度是目前应用较广的方法。

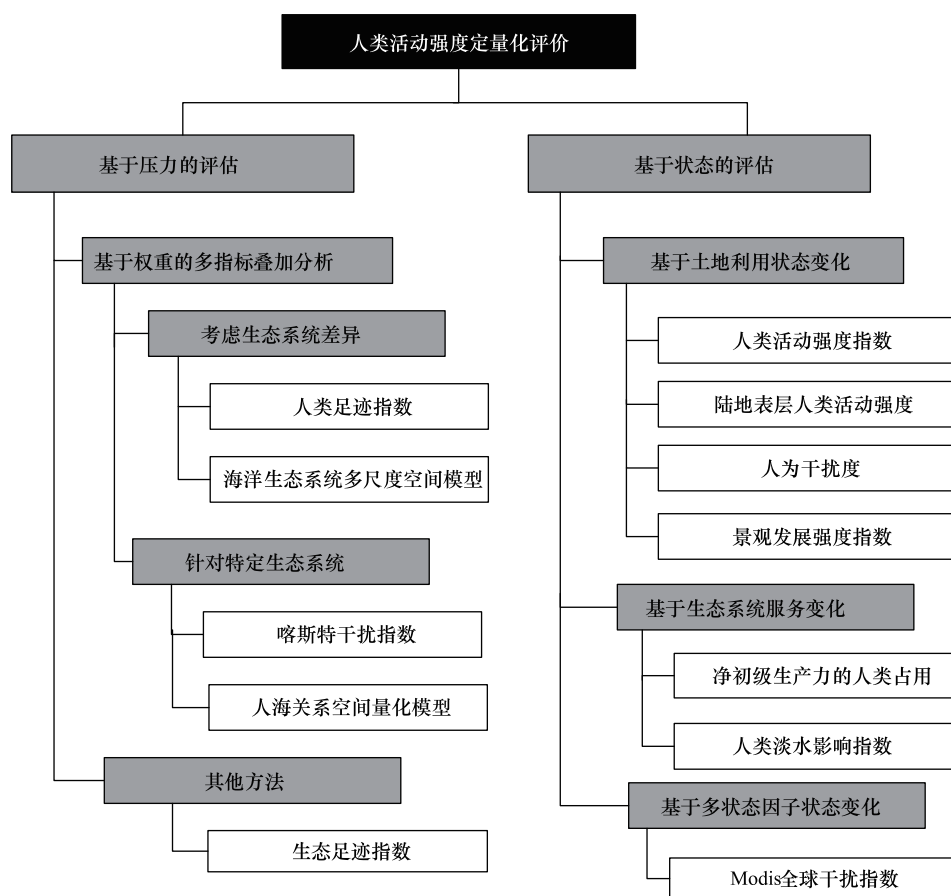


图1 人类活动强度量化评估方法

Fig.1 Quantitative evaluation methods of human activity intensity

### 3 人类活动强度量化评价方法

#### 3.1 基于压力的评估

##### 3.1.1 基于权重的多指标叠加分析

这里我们主要介绍4种常用的方法:人类足迹指数、海洋生态系统多尺度空间模型、喀斯特干扰指数和人海关系空间量化模型。其中,前两种方法充分考虑了不同生态系统人类活动强度的差异,因而可以在较大的尺度上运用;而喀斯特干扰指数及人海关系空间量化模型只适用于特定地区,可转移性较差(表2)<sup>[34-37]</sup>。

人类足迹指数(Human footprint index, HFI) 人类足迹指数始于 Sanderson 等<sup>[34]</sup> 2002 年第一次在全球尺度上建立人类足迹指数评价人类活动对自然的影响程度。人类足迹指数将人类影响与影响区域的相互作用考虑在内,是一种人类影响相对于各生物群落最高影响记录百分比的归一化数据<sup>[38]</sup>。人类足迹指数的计算首先由人口密度(population density)、土地利用转变(land transformation)、通达性(accessibility)、电力基础设施(electrical power infrastructure)4 种类型 9 个数据层通过缓冲区叠加分析及影响力赋值生成人类影响指数(Human influence index, HII),然后根据陆地生物群落划分方法将全球划分为 15 个生物群落,计算陆地及每一群落中 HII 的最大、最小值,对 HII 进行归一化处理,得到最终的人类足迹指数。人类足迹指数得分越高,意味着人类活动的影响越大。人类足迹指数只适用于评估人类活动对陆地生态系统的影响。由于这种方法考虑了地球表层各种生态系统的差异,提供了全球尺度上人类活动对生态环境影响的分布信息,因此在自然保护区监测和管理以及人类活动影响评价等方面得到了广泛的应用<sup>[39-40]</sup>。

作为评估人类活动对陆地生态系统影响的常用指标,许多学者在不同尺度上对人类足迹指数进行了应

用。González-Abrahamet 等<sup>[41]</sup>和 Etter 等<sup>[42]</sup> 分别在国家尺度上对人类活动的影响进行了评价;Woolmer 等<sup>[43]</sup>和 Allanet 等<sup>[44]</sup>在生态区域尺度上进行了人类足迹指数的计算。Woolmer 等的研究表明,尽管在生态区域尺度和全球尺度上得到的结果相近,但更精细数据的使用凸显了人类活动的复杂性。Venter 等<sup>[45]</sup>结合遥感和自下而上的调查方法,更新了 1993 年到 2009 年全球尺度上的人类足迹指数。结果表明,全球尺度上人类足迹增加迅速,尤其是在热带生态区和其他生物多样性丰富的地区。同时,富裕的国家和控制腐败力度强的国家的人类足迹指数表现出一定的改善迹象。

表 2 基于权重的多指标叠加定量评价人类活动强度  
Table 2 Quantitative evaluation of human activity intensity based on weighted multiple index

| 方法<br>Approach                                                                                                   | 提出者<br>Proposer                   | 建立时间<br>Establish time | 考虑生态系<br>统差异<br>Ecosystem<br>difference | 适用区域<br>Application area                            | 尺度<br>Scale   | 可转移性<br>Transferability |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------|------------------------|-----------------------------------------|-----------------------------------------------------|---------------|-------------------------|
| 人类足迹指数<br>Human footprint index                                                                                  | Sanderson 等 <sup>[34]</sup>       | 2002                   | √                                       | 陆地生态系统                                              | 全球尺度及<br>区域尺度 | 强                       |
| 喀斯特干扰指数<br>Karst disturbance index                                                                               | Van Beynenet<br>等 <sup>[35]</sup> | 2005                   | ×                                       | 喀斯特生态系统                                             | 区域尺度          | 弱                       |
| 海洋生态系统多尺度空间<br>模型<br>Multiscale spatial model                                                                    | Halpern 等 <sup>[36]</sup>         | 2008                   | √                                       | 海洋生态系统                                              | 全球尺度及<br>区域尺度 | 强                       |
| 人海关系空间量化模型<br>Spatial quantization for the<br>relationship between human-<br>activities and marine<br>ecosystems | 李延峰等 <sup>[37]</sup>              | 2015                   | ×                                       | 受外海影响较小,水交换<br>能力较弱,海底地形相对<br>平缓以及综合开发程度<br>较高的海湾地区 | 区域尺度          | 弱                       |

同时,许多学者也在不断改进 Sanderson 等提出的人类足迹指数。由于 Sanderson 等没有考虑人类影响的时间维度和受影响生态系统的生物物理脆弱性,Etter 等<sup>[42]</sup> 基于土地利用强度、干预时间和生物物理脆弱性,建立了包含以上三个维度的人类足迹指数。Correa Ayramet 等<sup>[46]</sup> 基于 Etter 改进的人类足迹指数,加入了表征生境损失与破碎化的变量  $F_{frag}$ ,建立多维空间人类足迹指数(Spatial human footprint index, SHFI),评估了墨西哥人类活动对景观连通性的影响。

海洋生态系统多尺度空间模型(Multiscale spatial model) 人类活动对海洋生态系统的影响越来越大,许多科学家认为世界上不复存在原始的海洋地区<sup>[47]</sup>。在海洋生态系统中,由于许多人类活动具有突发性和偶然性,加之人类活动对海洋的影响难以探测,因此评估人类活动对海洋生态系统的影响具有相当的难度<sup>[48]</sup>。综合评价人类活动对海洋生态系统影响的研究仍处在起步阶段,但发展迅速<sup>[49]</sup>。在人类活动对海洋生态系统影响的评估中,具有开创性意义的当属 Halpern 等人 2008 年在全球尺度上评估人类活动对海域影响状况的研究。Halpern 等<sup>[36]</sup> 运用针对特定生态系统的多尺度空间模型评估了全球尺度上 17 种人类活动对应 20 种海洋生态系统的影响程度。2015 年, Halpern 等又建立了 2008—2013 年 5 年时间尺度上的全球范围内人类活动累积影响<sup>[5]</sup>。除了在全球尺度上的应用,该方法还被广泛地应用在地中海和黑海<sup>[50]</sup>、加拿大太平洋海域<sup>[49]</sup>、加利福尼亚海洋生态系统<sup>[51]</sup>和法国地中海沿岸<sup>[52]</sup>等区域尺度海洋生态系统的研究中。

$$I_c = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m D_i \times E_j \times \mu_{ij}$$

式中,  $D_i$ 是在位置  $i$  人类活动取对数标准化后的强度,范围为 0—1,  $E_j$ 是某种生态系统的出现或消失(0 或 1),  $\mu_{ij}$ 是人类活动因子  $i$  对生态系统  $j$  的影响权重,范围为 0—4。

喀斯特干扰指数(Karst disturbance index, KDI) Van Beynenet 等<sup>[35]</sup>于 2005 年提出了喀斯特干扰指数,用于衡量喀斯特地区人类干扰对环境的影响程度。喀斯特干扰指数的评价指标包含 5 大领域(地貌、大气、水文、生物和文化)31 个环境因子,每个指标都被赋予了 0—3 的干扰度值。KDI 是一种定性和定量评价相结合

的方法,在佛罗里达州/意大利<sup>[53]</sup>、奥地利<sup>[54]</sup>、意大利<sup>[55]</sup>、新西兰<sup>[56]</sup>等地的研究中被证明是一种有效评估喀斯特地区人类活动干扰强度的指标。同时,随着 GIS 的发展,KDI 的空间分布也得到了研究<sup>[57]</sup>。但该方法存在着指标分数描述比较局限、许多指标的描述不符合研究地实情等缺点,所以在应用 KDI 时应该随之进行不断修正。

人海关系空间量化模型 (Spatial quantization for the relationship between human-activities and marine ecosystems, SQRHM) Parravicini 等<sup>[58]</sup>基于地理空间模型 (Geospatial modeling approach) 评价了 8 种人类活动类型对邻近海域生态系统的压力状况。基于此,李延峰等<sup>[37]</sup>建立了 SQRHM 模型对莱州湾人类活动影响程度进行了定量评价。其原理是将人类活动所处空间位置作为人类影响作用点,量化海域内各单元点受作用点的影响程度。该模型主要适用于受外海影响较小,水交换能力较弱,海底地形相对平缓以及综合开发程度较高的海湾地区。

$$I = \sum_{i=1}^m F_i \times \frac{D_i - d_i}{D_i}$$

$$I_{total} = \sum_{j=1}^n I_j \times W_j$$

式中, $I$  代表某种人类活动对单元点的影响,该种人类活动存在  $m$  个作用点, $i$  代表第  $i$  个作用点; $F_i$  代表某种人类活动在第  $i$  个作用点的强度, $D_i$  为该种人类活动在第  $i$  个作用点的最大影响距离, $d_i$  为单元点与该种人类活动第  $i$  个作用点的距离; $I_{total}$  代表多种人类活动对单元点的综合影响,共存在  $n$  种人类活动; $j$  为第  $j$  种人类活动, $I_j$  为第  $j$  种人类活动对单元点的影响, $W_j$  为第  $j$  种人类活动在综合评价中所占的权重。

### 3.1.2 其他方法

生态足迹 (Ecological footprint, EF) Wackernagel 和 Rees 于 20 世纪 90 年代提出了生态足迹的概念<sup>[59]</sup>。生态足迹通过计算要维持一个人、地区或国家的生存所需要的或者能够容纳人类所排放的废物、具有生物生产力的地域面积来衡量人类资源的消耗对生态环境产生的影响。作为一个全面评估人类对生态系统压力的指标,生态足迹被广泛应用在全球、国家、区域和城市等宏观尺度上<sup>[60-62]</sup>,同时也被应用在在家庭、商业等微观层面上<sup>[27]</sup>。但是,生态足迹这一方法也存在许多不足之处,如生态足迹的概念与真正的生态系统价值并不密切相关,物种稀缺、栖息地的唯一性和土地的过度使用并没有在生态足迹的框架中体现等<sup>[28]</sup>。

$$EF = N \cdot ef = N \cdot \sum_{i=1}^n aa_i = N \cdot \sum_{i=1}^n (c_i/p_i)$$

式中, $EF$  为总的生态足迹,单位是全球公顷, $N$  为人口数, $ef$  为人均生态足迹, $aa_i$  为人均第  $i$  种消费物品折算的生物生产面积, $p_i$  为第  $i$  种物品的平均生产能力, $c_i$  为第  $i$  种物品的人均消费量。

## 3.2 基于状态的评估

### 3.2.1 基于景观与土地利用变化

土地利用变化是人类活动作用于陆地表层环境的一种重要方式和响应<sup>[63]</sup>。从景观、土地利用变化的角度定量化评价区域人类活动强度是国内最常用的方法。这些评价方法大多是通过针对不同土地利用类型或者景观组分进行赋值,从而计算干扰度。每种方法依据的原理不同,赋值的方式也有差别(表 3)<sup>[33,64-69]</sup>。

陆地表层人类活动强度 (Human activity intensity of land surface, HAILS) 徐勇等<sup>[64]</sup>提出陆地表层人类活动强度指数,基于建设用地当量 (Construction land equivalent, CLE),对不同土地利用类型赋予相应的建设用地当量折算系数 (Conversion index of construction land equivalent, CI),从土地利用/覆被与人类活动关系角度构建了一个客观反映人类活动对陆地表层影响和作用强度的指标。该方法自提出后在黔南生物多样性保护优先区<sup>[70]</sup>、黄土高原<sup>[32]</sup>等地区得到了实践和应用。

人类活动强度指数 (Human activity index, HAI) 从景观生态学视角来看,人类活动作用的结果使景观组分的原始自然特性不断降低,不同类型的景观组分代表不同的人类活动或开发利用强度特征<sup>[71]</sup>。因此,陈浮等<sup>[65]</sup>根据景观组分及其变化特征,基于人为影响强度参数构建了人类活动强度指数,用于评价一定区域内景

观受人类活动的影响程度。这种指数主要将景观类型分为建设用地、耕地、园地、草地、湿地、盐碱地、水域等。该方法在干旱区典型绿洲<sup>[72]</sup>和黄埝市<sup>[33]</sup>等地的人类活动强度评价中均有应用。

表 3 从土地利用与景观变化角度量化人类活动强度  
Table 3 Quantification of human activity intensity from the view of land transformation and landscape change

| 指标<br>Index                                              | 原理<br>Principle                                                  | 计算公式<br>Calculation formula                                                                               | 变量解释<br>Variable explanation                                                                                                                                                                                                    | 单位<br>Unit              | 赋值标准<br>Assignment standard                                                      |
|----------------------------------------------------------|------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------|----------------------------------------------------------------------------------|
| 陆地表层人类活动强<br>Human activity intensity of<br>land surface | 将不同土地利用类型按照一定标准换算成建设用地当量                                         | $\text{HAILS} = \frac{S_{\text{CLE}}}{S} \times 100\%$ $S_{\text{CLE}} = \sum_{i=1}^n (SL_i \times CI_i)$ | 式中,HAILS 为陆地表层人类活动强度, $S_{\text{CLE}}$ 为建设用地当量面积, $S$ 为区域总面积, $SL_i$ 为第 $i$ 种土地利用/覆被类型的面积, $CI_i$ 为第 $i$ 种土地利用/覆被类型的建设用地当量折算系数, $n$ 为区域内土地利用/覆被类型数                                                                              | —                       | 徐勇等 <sup>[64]</sup>                                                              |
| 人类活动强度指数<br>Human activity index                         | 根据景观组分及变化的特征,将景观类型分为建设用地、耕地、园地、草地、湿地、盐碱地、水域等类型,对不同景观组分进行人为影响强度赋值 | $\text{HAI} = \sum_{i=1}^N A_i P_i / T$                                                                   | 式中,HAI 为人为影响指数, $N$ 为景观组分类型的数量, $TA$ 为景观总面积, $A_i$ 为第 $i$ 种景观组分的总面积, $P_i$ 为第 $i$ 种景观组分的人为影响强度参数,主要通过 Lohani 清单法、Leopold 矩阵法或者 Delphi 法确定                                                                                       | —                       | 荣益等 <sup>[33]</sup><br>陈浮等 <sup>[65]</sup>                                       |
| 人为干扰度<br>Degree of hemeroby/M                            | 基于干扰的理论,对不同干扰类型进行赋值计算                                            | $M = \sum_i \frac{S_i}{S} \times H_i$                                                                     | 式中, $M$ 为统计单元的人类干扰度指数, $n$ 为统计单元内地表覆盖的斑块数, $S_i$ 为当前斑块类型的面积, $S$ 为统计单元总面积, $H_i$ 为当前斑块类型的人为干扰度相对值                                                                                                                               | —                       | 陈爱莲等 <sup>[66]</sup>                                                             |
| 景观发展强度<br>Landscape<br>development intensity             | 基于能值理论,通过计算单位时间单位面积某一土地利用类型的能值来反映人类对环境的干扰程度                      | $\text{LDI}_{\text{total}} = \sum \%LU_i \times \text{LDI}_i$                                             | 式中,HAI 为人类活动强度综合指数, $N$ 为人类活动因子总数, $HI_i$ 为第 $i$ 个人类活动因子本底值, $P_i$ 为第 $i$ 个人类活动因子距离衰减率<br><br>式中: $\text{LDI}_{\text{total}}$ 代表某一景观单元的 LDI 值, $\%LU_i$ 代表第 $i$ 中土地利用类型占所有土地利用类型面积的百分比, $\text{LDI}_i$ 代表第 $i$ 种土地利用类型的景观发展强度系数 | sej/ha yr <sup>-1</sup> | 孙永光等 <sup>[67]</sup><br><br>Brown 等 <sup>[68]</sup><br>Reisset 等 <sup>[69]</sup> |

人为干扰度(Degree of hemeroby/M) 人为干扰度是由德国生态学家 Sukopp 等基于 Hemeroby 的概念提出的,可用于评价人类活动对生态系统的影响<sup>[14]</sup>。在国内,陈爱莲等<sup>[66]</sup>首次将干扰度概念引入自然保护区的监测和评价中,制定了景观类型分类系统,系统评价了辽宁双台河口湿地自然保护区人为干扰的动态变化特征。基于此工作,孙永光等<sup>[73]</sup>将人为干扰度指数与景观格局指数相结合,研究了人为干扰度时空动态变化及景观格局指数的响应机制。对于干扰度的划分,有学者将其分为无干扰、半干扰和全干扰 3 种类型,也有学者依据 Sukopp 提出的理论,将其划分为 6—7 种干扰类型。作为一种比较直接地评价人类活动对景观干扰的方

法,人为干扰度在北京市<sup>[31]</sup>、小三江平原沼泽湿地<sup>[74]</sup>、朝阳港潟湖湿<sup>[75]</sup>、匈牙利东北部<sup>[76]</sup>、德国<sup>[13]</sup>等许多有关人类活动干扰的研究中得到了应用。此外,该方法也在不断改进。例如,孙永光等<sup>[67]</sup>考虑到人类活动强度的叠加效应和距离衰减效应,对已往评价方法进行改进,借助遥感技术和空间分析技术建立了海岸带人类活动强度综合指数(Human activity intensity index, HAI)。

景观发展强度指数(Landscape development intensity, LDI) 景观发展强度指数是 Brown 等<sup>[68]</sup>于 2005 年提出的用于量化人类对环境干扰程度的指标,其基本思想可追溯至 Odum 的能值理论。LDI 通过计算单位时间单位面积某一土地利用类型的能值,取对数后将结果标准化,从而评价人类对环境的干扰程度。其中,用于 LDI 计算的能值是可再生能源,包括电力、燃料、肥料、农药和水等。Brown 等将 LDI 的结果标准化为 1—10,1 代表未受干扰的自然土地利用,10 代表最高强度的土地利用。Vivas 等于 2007 年提出了修正的 LDI 计算方法<sup>[77]</sup>,将 LDI 值修正为 0—42<sup>[69]</sup>。

LDI 方法提出之初适用于河流、湖泊、流域尺度,或在个别规模较小的孤立的湿地流域。有学者也将 LDI 方法应用在墨西哥地区,探讨了墨西哥地区随时间变化人类活动对土地利用的干扰程度<sup>[78]</sup>。值得注意的是,将 LDI 方法应用在湿地生态系统中,由于使用尺度较小,没有考虑距离变量。但如果在较大面积的流域使用该指数,则需要将距离作为重要变量纳入。此外,许多研究表明 LDI 与湿地状况(生物多样性<sup>[79]</sup>、总磷浓度、土壤电导率和土壤 PH<sup>[80]</sup>)相关度较高,而 Reiss 等<sup>[69]</sup>运用佛罗里达湿地状态指数(Florida wetland condition index, FWCI)评价湿地健康状况,发现 FWCI 的结果与 LDI 相符。因此,作为一种稳健的湿地生态系统健康评价方法,LDI 被广泛地应用在湿地生态系统健康评价中<sup>[81-84]</sup>。

### 3.2.2 基于生态系统服务变化

人类活动作用于区域生态系统,影响生态系统结构和功能,导致生态系统服务发生变化,而生态系统服务反过来作用于人类,对人类福祉产生影响。因此,生态系统服务的变化可以更好地反映人类活动强度对生态系统服务需求的影响。在这里主要介绍两个指标:净初级生产力的人类占用和人类淡水影响指数。

净初级生产力的人类占用(Human appropriation of net primary production, HANPP) 由于净初级生产力(NPP)可以指代生态系统服务,因此我们将 HANPP 也作为基于生态系统服务变化的评估人类活动强度的指标。HANPP 指潜在的植物净初级生产力( $NPP_0$ )与实际留存在生态系统中生物量总量( $NPP_t$ )的差<sup>[85]</sup>。其基本假设是人类占用净初级生产力的比例能够度量人类对生态系统的控制程度,较高的 HANPP 对生物多样性威胁较大。净初级生产力以焦耳(J)、干物质量(kg)或碳(kg)为单位。

$$HANPP = NPP_0 - NPP_t = NPP_0 - NPP_{act} + NPP_h$$

式中,HANPP 为净初级生产力的人类占用, $NPP_0$ 为潜在的植物净初级生产力, $NPP_t$ 为当前生态循环中现有生物量总量, $NPP_{act}$ 为实际植被的净初级生产力, $NPP_h$ 为植被净初级生产力收获量。

人类淡水影响指数(Human freshwater impact, HFI) Doddset 等<sup>[30]</sup>从淡水生态系统服务的角度量化了全球尺度上人类活动对淡水生态系统的影响。通过计算人类活动对 6 种淡水生态系统服务的影响,进而得到人类淡水影响指数(Human freshwater impact, HFI)。这 6 种淡水生态系统服务包括生物多样性压力指数(Biodiversity stress index, BSI),淡水商品压力指数(Freshwater commodities stress index, CSI),干扰调节指数(Disturbance regulation index, DRI),温室气体排放指数(Greenhouse gas release index, GRI),水质压力指数(Water quality stress index, WQI)和水资源压力指数(Water availability stress index, WSI)。研究结果表明,人类使用了全球潜在淡水服务的 4%—20%。所有国家都使用了相当量的生态系统服务。

$$HFI = \sum_{i=1}^j P_{i, totalvalue} P_{i, max} I_i$$

式中,HFI 是人类淡水影响指数。 $j$  代表影响的种类, $P_{i, totalvalue}$  代表由指标  $i$  构成的每种生态系统服务在总的生态系统服务中所占比例, $P_{i, max}$  代表每个指标  $i$  对其所构成生态系统服务的最大比例, $I_i$  代表每个指标  $i$  的值。

### 3.2.3 基于多状态因子的变化

人类活动往往会引起多种环境要素的改变,因此有学者基于多种状态因子的改变定量化评价人类活动强

度。Mildrexler 等人 2009 年提出 Modis 全球干扰指数 (MODIS global disturbance index, MGDI)<sup>[86]</sup>。该方法考虑了由人类活动引起的植被指数和地表温度的共同变化,基于 MODIS 陆地产品的地表温度 (Land surface temperature, LST) 和增强型植被指数 (Enhanced vegetation index, EVI),将每年合成的最大 LST 与最大 EVI 的比率与目标年之前多年最大 LST 与最大 EVI 比率的均值进行对比,检测干扰情况<sup>[87]</sup>。该方法包括了瞬时 MGDI 和非瞬时 MGDI 的检测,计算公式及解释见表 4。当植被没有受到干扰时, MGDI 的值是在常数 1 附近轻微波动。当发生干扰事件时, LST 与 EVI 的比率会显著增大,导致 MGDI 的取值大幅偏离 1。

表 4 Modis 全球干扰指数计算公式及说明  
Table 4 MGDI calculation formula and explanation

| MGDI 类型<br>Type of MGDI       | 瞬时 MGDI<br>Instantaneous MGDI                                                                                                                                                                                                                          | 非瞬时 MGDI<br>Non-instantaneous MGDI                                                                                                                                                                                                                  |
|-------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| 公式<br>Formula                 | $MGDI_{Inst} = \frac{(LST_{max}/EVI_{max\ post})_{current\ year(y)}}{(LST_{max}/EVI_{max\ post})_{multi-year\ mean(y-1)}}$                                                                                                                             | $MGDI_{Non-inst} = \frac{(LST_{max}/EVI_{max})_{current\ year(y)}}{(LST_{max}/EVI_{max\ post})_{multi-year\ mean(y-1)}}$                                                                                                                            |
| 参数说明<br>Parameter declaration | MGDI <sub>Inst</sub> 是指瞬时的全球生态干扰指数值, LST <sub>max</sub> (°C) 是指一年内所有 8 天合成的 LST 的年最大值, EVI <sub>max post</sub> 是最大 LST 出现的时间点后的 EVI 最大值, current year (y) 是指目标检测年份, multi-year mean (y-1) 是指目标检测年份之前多年 LST <sub>max</sub> /EVI <sub>maxpost</sub> 的平均值 | MGDI <sub>Non_inst</sub> 是指非瞬时的全球生态干扰指数值, LST <sub>max</sub> (°C) 是指一年内所有 8 天合成的 LST 的年最大值, EVI <sub>max</sub> 是指一年内所有 16 天合成的 EVI 的年最大值, current year (y) 是指目标检测年份, multi-year mean (y-1) 是指目标检测年份之前多年 LST <sub>max</sub> /EVI <sub>max</sub> 的平均值 |

MGDI: Modis 全球干扰指数, MODIS global disturbance index

4 建议与展望

总的来说,目前量化评价人类活动强度取得了一定的进展,但仍存在一些不足需要克服:(1)许多模型是静态模型,只能识别人类活动干扰的现状,不能对人类活动干扰进行预测。(2)现有评价人类活动或者人为作用压力的模型均假定多重压力的影响可以简单相加,但许多研究表明,人类活动引起的多重压力的影响是复杂的,非叠加性的相互作用<sup>[88-89]</sup>。因此,目前对人类活动直接相加的评价方式存在许多弊端,发展能反映多重压力相互作用的量化评价方法显得非常重要。(3)对人类活动强度的分析缺少准确度评价。为了表达人类活动的空间差异,空间插值方法被应用到若干研究中,插值的有效性应该得到验证。建议在评价时可以运用多方法进行评估,同时结合相关单一指标如人口密度等对模型分析结果进行验证。(4)发展新的表征人类活动强度的方法。如目前大数据的运用受到关注,社交签到等数据在一定程度上能够体现人类活动的强度、范围和分布特点,该类数据具有实时性、动态性,因此对于更好的量化评价人类活动强度很有帮助。但目前将生态效应考虑在内的此类研究仍为少见。

我们认为要加强量化评价人类活动强度中对生态效应的考量,对此可能有以下几个可行的途径:(1)在指标选取时,可以基于区域生态要素,选取能够体现生态效应的人类活动指标,而不仅仅从经济社会层面考虑。(2)开展基于生态系统的评价方式。这里可以有两种途径:一是评价生态系统异质性较大的区域时,要充分考虑人类活动作用地的生态特征。二是可以系统开展针对特定生态系统的人类活动强度定量评价,从而为综合评价不同生态系统的人类活动强度提供参考。(3)加强人类活动对生态过程影响的机理研究,为人类活动强度的权重选择提供理论依据。

此外,对人类活动进行定性和定量的评估既需要对现有指标量化,也需要确定相关人类活动的阈值。不同区域具有不同的自然环境特点以及资源禀赋条件,确定人类活动干扰的阈值对于区域的规划和发展具有重要意义。对于人类活动临界阈值的确定,可采用草地承载量、地下水可开采量、环境容量、流域水资源利用量等可再生资源的利用临界;也可采用环境质量的转化临界 (EKC)、生物多样性安全阈值、生态承载力 (ecological capacity) 和初级生产力 (NPP) 等指标表示<sup>[90]</sup>。同时,将表征人类活动干扰的指标与表征区域资源

承载力的指标相匹配,可以更好的判断一个地区人类活动强度是否处在可接受范围之内。目前这方面的评价方法也有出现,如生态足迹方法以生态承载力作为阈值,与生态足迹相比可以评价一个地区是生态盈余或生态赤字<sup>[91]</sup>;人地关系紧张度指标从环境承载力与人类活动压力计算的人地关系的紧张程度也可以反映人类活动是否在生态承载力范围内<sup>[92]</sup>,但将二者结合进行评价依旧面临诸多挑战。

最后,我们建议在区域规划和管理中要充分考虑区域人类活动强度,尤其是在生态脆弱地区的管理。同时应重视人口稠密地区、城市化发展较快地区的人类活动,建立相应的保护和限制措施,确保人类活动在生态承载力范围之内进行。

#### 参考文献 (References):

- [ 1 ] Marsh G P. Man and Nature Or, Physical Geography as Modified by Human Action. Cambridge: Harvard University Press, 1864.
- [ 2 ] McCloskey J M, Spalding H. A reconnaissance-level inventory of the amount of wilderness remaining in the world. *Ambio*, 1989, 18(4): 221-227.
- [ 3 ] Hannah L, Lohse D, Hutchinson C, Carr J L, Lankerani A. A preliminary inventory of human disturbance of world ecosystems. *Ambio*, 1994, 23(4/5): 246-250.
- [ 4 ] Ellis E C, Ramankutty N. Putting people in the map: anthropogenic biomes of the world. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2008, 6(8): 439-447.
- [ 5 ] Halpern B S, Frazier M, Potapenko J, Casey K S, Koenig K, Longo C, Lowndes J S, Rockwood R C, Selig E R, Selkoe K A, Walbridge S. Spatial and temporal changes in cumulative human impacts on the world's ocean. *Nature Communications*, 2015, 6: 7615.
- [ 6 ] Krausmann F, Erb K H, Gingrich S, Haberl H, Bondeau A, Gaube V, Lauk C, Plutzer C, Searchinger T D. Global human appropriation of net primary production doubled in the 20th century. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2013, 110(25): 10324-10329.
- [ 7 ] Steffen W, Broadgate W, Deutsch L, Gaffney O, Ludwig C. The trajectory of the Anthropocene: the Great Acceleration. *The Anthropocene Review*, 2015, 2(1): 81-98.
- [ 8 ] 郭晓佳. 定西、甘南、临夏人地耦合关系演变分析[D]. 兰州: 兰州大学, 2014.
- [ 9 ] 王志杰, 苏娜. 南水北调中线汉中市水源地生态脆弱性评价与特征分析. *生态学报*, 2018, 38(2): 432-442.
- [ 10 ] Dawson N, Martin A. Assessing the contribution of ecosystem services to human wellbeing: a disaggregated study in western Rwanda. *Ecological Economics*, 2015, 117: 62-72.
- [ 11 ] 史培军. 再论灾害研究的理论与实践. *自然灾害学报*, 1996, 5(4): 6-17.
- [ 12 ] Jalas J. Hemerobe und hemerochore pflanzenarten. Ein terminologischer reformversuch. *Acta Societatis pro Fauna et Flora Fennica*, 1955, 72(11): 1-15.
- [ 13 ] Walz U, Stein C. Indicators of hemeroby for the monitoring of landscapes in Germany. *Journal for Nature Conservation*, 2014, 22(3): 279-289.
- [ 14 ] Sukopp H. Dynamik und Konstanz in der flora der Bundesrepublik Deutschland. *Schriftenreihe für Vegetationskunde*, 1976, 10: 9-27.
- [ 15 ] 陈利顶, 傅伯杰. 干扰的类型、特征及其生态学意义. *生态学报*, 2000, 20(4): 581-586.
- [ 16 ] Eastwood P D, Mills C M, Aldridge J N, Houghton C A, Rogers S I. Human activities in UK offshore waters: an assessment of direct, physical pressure on the seabed. *ICES Journal of Marine Science*, 2007, 64(3): 453-463.
- [ 17 ] 文英. 人类活动强度定量评价方法的初步探讨. *科学对社会的影响*, 1998, (4): 55-60.
- [ 18 ] 张满满, 于鲁冀, 张慧, 靖中秋. 基于 PSR 模型的河南省水生态安全综合评价研究. *生态科学*, 2017, 36(5): 49-54.
- [ 19 ] 张苗, 陈银蓉, 周浩. 基于 DSR 模型的城市土地低碳集约利用评价——以武汉市为例. *水土保持研究*, 2015, 22(5): 169-175.
- [ 20 ] Su C H, Fu B J, Wei Y P, Lü Y H, Liu G H, Wang D L, Mao K B, Feng X M. Ecosystem management based on ecosystem services and human activities: a case study in the Yanhe watershed. *Sustainability Science*, 2012, 7(1): 17-32.
- [ 21 ] Magalhães J L L, Lopes M A, De Queiroz H L. Development of a Flooded Forest Anthropization Index (FFAI) applied to Amazonian areas under pressure from different human activities. *Ecological Indicators*, 2015, 48: 440-447.
- [ 22 ] 王金哲, 张光辉, 聂振龙, 严明疆. 淳沱河流域平原区人类活动强度的定量评价. *干旱区资源与环境*, 2009, 23(10): 41-44.
- [ 23 ] 汪桂生, 颀耀文, 王学强. 黑河中游历史时期人类活动强度定量评价——以明、清及民国时期为例. *中国沙漠*, 2013, 33(4): 1225-1234.
- [ 24 ] 曲艺, 王秀磊, 栾晓峰, 李迪强. 基于不可替代性的青海省三江源地区保护区功能区划研究. *生态学报*, 2011, 31(13): 3609-3620.
- [ 25 ] 胡志斌, 何兴元, 李月辉, 朱教君, 李小玉. 岷江上游地区人类活动强度及其特征. *生态学杂志*, 2007, 26(4): 539-543.
- [ 26 ] Han Z, Cui B S. Development of an integrated stress index to determine multiple anthropogenic stresses on macrophyte biomass and richness in ponds. *Ecological Engineering*, 2016, 90: 151-162.

- [27] Klein-Banai C, Theis T L. An urban university's ecological footprint and the effect of climate change. *Ecological Indicators*, 2011, 11(3): 857-860.
- [28] Zhang L, Dzakpasu M, Chen R, Wang X C C. Validity and utility of ecological footprint accounting: a state-of-the-art review. *Sustainable Cities and Society*, 2017, 32: 411-416.
- [29] 彭建, 王仰麟, 吴健生. 净初级生产力的人类占用: 一种衡量区域可持续发展的新方法. *自然资源学报*, 2007, 22(1): 153-158.
- [30] Dodds W K, Perkin J S, Gerken J E. Human impact on freshwater ecosystem services: a global perspective. *Environmental Science & Technology*, 2013, 47(16): 9061-9068.
- [31] 冯志贤, 张继贤, 侯伟, 翟亮. 基于地表覆盖分类的生态环境人为干扰度分析——以北京市为例. *生态学杂志*, 2017, 36(2): 508-516.
- [32] 徐小任, 徐勇. 黄土高原地区人类活动强度时空变化分析. *地理研究*, 2017, 36(4): 661-672.
- [33] 荣益, 李超, 许策, 严岩. 城镇化过程中生态系统服务价值变化及人类活动影响的空间分异——以黄骅市为例. *生态学杂志*, 2017, 36(5): 1374-1381.
- [34] Sanderson E W, Jaiteh M, Levy M A, Redford K H, Wannebo A V, Woolmer G. The human footprint and the last of the wild: the human footprint is a global map of human influence on the land surface, which suggests that human beings are stewards of nature, whether we like it or not. *Bioscience*, 2002, 52(10): 891-904.
- [35] Van Beynen P, Townsend K. A disturbance index for karst environments. *Environmental Management*, 2005, 36(1): 101-116.
- [36] Halpern B S, Walbridge S, Selkoe K A, Kappel C V, Micheli F, D'Agrosa C, Bruno J F, Casey K S, Ebert C, Fox H E, Fujita R, Heinemann D, Lenihan H S, Madin E M P, Perry M T, Selig E R, Spalding M, Steneck R, Watson R. A global map of human impact on marine ecosystems. *Science*, 2008, 319(5865): 948-952.
- [37] 李延峰, 宋秀贤, 吴在兴, 俞志明. 人类活动对海洋生态系统影响的空间量化评价——以莱州湾海域为例. *海洋与湖沼*, 2015, 46(1): 133-139.
- [38] 李龙, 施润和, 陈圆圆, 徐永明, 白开旭, 张颀. 基于 OMI 数据的中国 NO<sub>2</sub> 时空分布与人类影响分析. *地球信息科学学报*, 2013, 15(5): 688-694.
- [39] Buckley R, Zhou R, Zhong L S. How pristine are China's parks? *Frontiers in Ecology and Evolution*, 2016, 4: 136.
- [40] Li J Y, Zhao Y, Xu Q H, Zheng Z, Lu H Y, Luo Y L, Li Y C, Li C H, Seppä H. Human influence as a potential source of bias in pollen-based quantitative climate reconstructions. *Quaternary Science Reviews*, 2014, 99: 112-121.
- [41] González-Abraham C, Ezcurra E, Garcillón P P, Ortega-Rubio A, Kolb M, Creel J E B. The human footprint in Mexico: physical geography and historical legacies. *PLoS One*, 2015, 10(3): e0121203.
- [42] Etter A, McAlpine C A, Seabrook L, Wilson K A. Incorporating temporality and biophysical vulnerability to quantify the human spatial footprint on ecosystems. *Biological Conservation*, 2011, 144(5): 1585-594.
- [43] Woolmer G, Trombulak S C, Ray J C, Doran P J, Anderson M G, Baldwin R F, Morgan A, Sanderson E W. Rescaling the human footprint: a tool for conservation planning at an ecoregional scale. *Landscape and Urban Planning*, 2008, 87(1): 42-53.
- [44] Allan J R, Venter O, Maxwell S, Bertzy B, Jones K, Shi Y C, Watson J E M. Recent increases in human pressure and forest loss threaten many Natural World Heritage Sites. *Biological Conservation*, 2017, 206: 47-55.
- [45] Venter O, Sanderson E W, Magrach A, Allan J R, Beher J, Jones K R, Possingham H P, Laurance W F, Wood P, Fekete B M, Levy M A, Watson J E M. Sixteen years of change in the global terrestrial human footprint and implications for biodiversity conservation. *Nature Communications*, 2016, 7: 12558.
- [46] Correa Ayram C A, Mendoza M E, Etter A, Pérez Salicrup D R. Anthropogenic impact on habitat connectivity: a multidimensional human footprint index evaluated in a highly biodiverse landscape of Mexico. *Ecological Indicators*, 2017, 72: 895-909.
- [47] Stachowitsch M. Research on intact marine ecosystems: a lost era. *Marine Pollution Bulletin*, 2003, 46(7): 801-805.
- [48] Ban N, Alder J. How wild is the ocean? Assessing the intensity of anthropogenic marine activities in British Columbia, Canada. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 2008, 18(1): 55-85.
- [49] Ban N C, Alidina H M, Ardrón J A. Cumulative impact mapping: advances, relevance and limitations to marine management and conservation, using Canada's Pacific waters as a case study. *Marine Policy*, 2010, 34(5): 876-886.
- [50] Micheli F, Halpern B S, Walbridge S, Ciriaco S, Ferretti F, Fraschetti S, Lewison R, Nykjaer L, Rosenberg A A. Cumulative human impacts on Mediterranean and Black sea marine ecosystems: assessing current pressures and opportunities. *PLoS One*, 2013, 8(12): e79889.
- [51] Halpern B S, Kappel C V, Selkoe K A, Micheli F, Ebert C M, Kontgis C, Crain C M, Martone R G, Shearer C, Teck S J. Mapping cumulative human impacts to California Current marine ecosystems. *Conservation Letters*, 2009, 2(3): 138-148.
- [52] Holon F, Mouquet N, Boissery P, Bouchoucha M, Delaruelle G, Tribot A S, Deter J. Fine-scale cartography of human impacts along French Mediterranean coasts: a relevant map for the management of marine ecosystems. *PLoS One*, 2015, 10(8): e0135473.

- [53] North L A, Van Beynen P E, Parise M. Interregional comparison of karst disturbance: west-central Florida and southeast Italy. *Journal of Environmental Management*, 2009, 90(5): 1770-1781.
- [54] Bauer C, Kellerer-Pirklbauer A. Human impacts on karst environment: a case study from central Styria. *Zeitschrift für Geomorphologie, Supplementary Issues*, 2010, 54(2): 1-26.
- [55] De Waele J. Evaluating disturbance on Mediterranean karst areas: the example of Sardinia (Italy). *Environmental Geology*, 2009, 58(2): 239-255.
- [56] Van Beynen P E, Bialkowska-Jelinska E. Human disturbance of the Waitomo catchment, New Zealand. *Journal of Environmental Management*, 2012, 108: 130-140.
- [57] Kovarik J L, Van Beynen P E. Application of the Karst Disturbance Index as a raster-based model in a developing country. *Applied Geography*, 2015, 63: 396-407.
- [58] Parravicini V, Rovere A, Vassallo P, Micheli F, Montefalcone M, Morri C, Paoli C, Albertelli G, Fabiano M, Bianchi C N. Understanding relationships between conflicting human uses and coastal ecosystems status: a geospatial modeling approach. *Ecological Indicators*, 2012, 19: 253-263.
- [59] Wackernagel M, Rees W E. Perceptual and structural barriers to investing in natural capital: economics from an ecological footprint perspective. *Ecological Economics*, 1997, 20(1): 3-24.
- [60] Wackernagel M, Onisto L, Bello P, Linares A C, Falfán I S L, García J M, Guerrero A I S, Guerrero M G S. National natural capital accounting with the ecological footprint concept. *Ecological Economics*, 1999, 29(3): 375-390.
- [61] Nixon S W, Fulweiler R W. Ecological footprints and shadows in an urban estuary, Narragansett Bay, RI (USA). *Regional Environmental Change*, 2012, 12(2): 381-394.
- [62] Bala B K, Hossain M A. Food security and ecological footprint of coastal zone of Bangladesh. *Environment, Development and Sustainability*, 2010, 12(4): 531-545.
- [63] 吴琳娜, 杨胜天, 刘晓燕, 罗娅, 周旭, 赵海根. 1976 年以来北洛河流域土地利用变化对人类活动程度的响应. *地理学报*, 2014, 69(1): 54-63.
- [64] 徐勇, 孙晓一, 汤青. 陆地表层人类活动强度: 概念、方法及应用. *地理学报*, 2015, 70(7): 1068-1079.
- [65] 陈浮, 葛小平, 陈刚, 彭补拙. 城市边缘区景观变化与人为影响的空间分异研究. *地理科学*, 2001, 21(3): 210-216.
- [66] 陈爱莲, 朱博勤, 陈利顶, 吴艳华, 孙然好. 双台河口湿地景观及生态干扰度的动态变化. *应用生态学报*, 2010, 21(5): 1120-1128.
- [67] 孙永光, 赵冬至, 高阳, 苏岫, 卫宝泉, 张丰收, 高树刚, 郑友林. 海岸带人类活动强度遥感定量评估方法研究——以广西北海为例. *海洋环境科学*, 2014, 33(3): 407-411, 424-424.
- [68] Brown M T, Vivas M B. Landscape development intensity index. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2005, 101(1/3): 289-309.
- [69] Reiss K C, Brown M T, Lane C R. Characteristic community structure of Florida's subtropical wetlands: the Florida wetland condition index for depressional marshes, depressional forested, and flowing water forested wetlands. *Wetlands Ecology and Management*, 2010, 18(5): 543-556.
- [70] 刘慧明, 刘晓曼, 李静, 蔡明勇, 王桥, 裴亮, 申文明. 生物多样性保护优先区人类干扰遥感监测与评价方法. *地球信息科学学报*, 2016, 18(8): 1103-1109.
- [71] Cohen W B, Spies T A, Bradshaw G A. Semivariograms of digital imagery for analysis of conifer canopy structure. *Remote Sensing of Environment*, 1990, 34(3): 167-178.
- [72] 贡璐, 张海峰, 安尼瓦尔·阿木提, 韩春鲜. 干旱区内陆河流域典型绿洲土地利用格局变化中的人为影响空间分异研究. *干旱区地理*, 2009, 32(4): 585-591.
- [73] 孙永光, 赵冬至, 吴涛, 卫宝泉, 高树刚, 李媛, 曹芳芳. 河口湿地人为干扰度时空动态及景观响应——以大洋河口为例. *生态学报*, 2012, 32(12): 3645-3655.
- [74] 刘吉平, 董春月, 盛连喜, 刘雁. 1955—2010 年小三江平原沼泽湿地景观格局变化及其对人为干扰的响应. *地理科学*, 2016, 36(6): 879-887.
- [75] 谷东起, 付军, 丰爱平. 基于景观生态学方法的朝阳港潟湖湿地人类干扰强度定量评估. *湿地科学*, 2010, 8(1): 37-42.
- [76] Csorba, Péter-Szabó, Szilárd. Degree of human transformation of landscapes: a case study from Hungary. *Hungarian Geographical Bulletin*, 2009, 58(2): 91-99.
- [77] Vivas M B. Development of an index of landscape development intensity for predicting the ecological condition of aquatic and small isolated palustrine wetland systems in Florida[D]. Florida: University of Florida, 2007.
- [78] Roth D, Moreno-Sanchez R, Torres-Rojo J M, Moreno-Sanchez F. Estimation of human induced disturbance of the environment associated with 2002, 2008 and 2013 land use/cover patterns in Mexico. *Applied Geography*, 2016, 66: 22-34.
- [79] Chen T S, Lin H J. Application of a landscape development intensity index for assessing wetlands in Taiwan. *Wetlands*, 2011, 31(4): 745-756.

- [80] Lane C R, Brown M T. Diatoms as indicators of isolated herbaceous wetland condition in Florida, USA. *Ecological Indicators*, 2007, 7(3): 521-540.
- [81] 杨朝辉, 苏群, 陈志辉, 白俊武, 钱新强, 张志敏. 基于 LDI 的土地利用类型与湿地水质的相关性: 以苏州太湖三山岛国家湿地公园为例. *环境科学*, 2017, 38(1): 104-112.
- [82] 林波. 湿地生态系统健康评价方法及其应用[D]. 北京: 中国林业科学研究院, 2010.
- [83] Reiss K C, Hernandez E, Brown M T. Application of the landscape development intensity (LDI) index in wetland mitigation banking. *Ecological Modelling*, 2014, 271: 83-89.
- [84] Oliver L M, Lehrter J C, Fisher W S. Relating landscape development intensity to coral reef condition in the watersheds of St. Croix, US Virgin Islands. *Marine Ecology Progress Series*, 2011, 427: 293-302.
- [85] Haberl H. Human appropriation of net primary production as an environmental indicator: implications for sustainable development. *Ambio*, 1997, 26(3): 143-146.
- [86] Mildrexler D J, Zhao M S, Running S W. Testing a MODIS global disturbance index across north America. *Remote Sensing of Environment*, 2009, 113(10): 2103-2117.
- [87] 吴伟, 武瑞东. 利用卫星遥感数据提取生态干扰信息的方法研究. *科研信息化技术与应用*, 2017, 8(3): 37-43.
- [88] Stock A, Micheli F. Effects of model assumptions and data quality on spatial cumulative human impact assessments. *Global Ecology and Biogeography*, 2016, 25(11): 1321-1332.
- [89] Darling E S, Côté I M. Quantifying the evidence for ecological synergies. *Ecology Letters*, 2008, 11(12): 1278-1286.
- [90] 魏建兵, 肖笃宁, 解伏菊. 人类活动对生态环境的影响评价与调控原则. *地理科学进展*, 2006, 25(2): 36-45.
- [91] 刘森, 胡远满, 李月辉, 常禹, 张薇. 生态足迹方法及研究进展. *生态学杂志*, 2006, 25(3): 334-339.
- [92] 王黎明, 张少辉, 张大泉. 基于公里格网的中国入地关系紧张度定量模拟. *地理研究*, 2007, 26(3): 425-434.