

DOI: 10.5846/stxb202110122868

何洪林,任小丽,张黎,秦克玉,冯莉莉,吕妍,牛忠恩,张梦宇.基于“参照系-现状-变化量”的生态系统评估方法.生态学报,2023,43(5):2049-2060.

He H L, Ren X L, Zhang L, Qin K Y, Feng L L, Lü Y, Niu Z E, Zhang M Y. Research on ecosystem assessment method based on Reference-State-Deviation. Acta Ecologica Sinica, 2023, 43(5): 2049-2060.

## 基于“参照系-现状-变化量”的生态系统评估方法

何洪林<sup>1,2,4</sup>,任小丽<sup>1,2,3,\*</sup>,张黎<sup>1,2,4</sup>,秦克玉<sup>1,2,3</sup>,冯莉莉<sup>1,2,3</sup>,吕妍<sup>1,2,3</sup>,牛忠恩<sup>1,2,3</sup>,张梦宇<sup>1,2,3</sup>

1 中国科学院地理科学与资源研究所 生态系统网络观测与模拟重点实验室,北京 100101

2 国家生态科学数据中心,北京 100101

3 中国科学院大学,北京 100049

4 中国科学院大学资源与环境学院,北京 100190

**摘要:**生态系统评估是开展生态系统管理的重要手段,其评估结果已成为衡量区域生态系统状况优劣的重要依据。由于没有充分考虑生态系统禀赋的区域差异性,缺乏有效区分气候变化和人类活动影响的手段,导致生态系统评估结果的实用性与区域可比性一直存有争议。在生态大数据背景下,基于生态完整性理论,结合长期地面监测数据、野外调查数据、遥感数据等海量数据,耦合生态系统过程模型,构建了基于“参照系-现状-变化量”(RSD)的生态系统评估体系,以受干扰较少接近原生、完整的地带性植被生态系统(完整的生态系统)作为参照系,其表现出来的组成、结构、功能等特征为参照条件,生态系统现状与参照条件的偏离程度作为评估生态系统优劣程度的依据,从而将现状评估转变为变化量评估,增强评估结果的时空可比性。并以生态系统过程模型为工具,利用 RSD 评估方法评估了中国陆地生态系统生产力功能,验证了该方法体系的可行性。评估结果显示,2000—2018 年我国植被净初级生产力(NPP)参照值、现实值和变化量均表现为上升趋势,而 NPP 现实值与变化量的空间分布存在显著差异,基于 RSD 的评估方法较好地解决了评估结果区域不可比的问题。研究对完善我国生态系统评估体系,推动生态系统评估结果的实用化,支撑我国重点生态功能区县域考核、生态红线监管、自然保护地体系建设等国家需求具有重要意义。

**关键词:**生态系统评估;生态完整性;参照系;变化量;生产力

## Research on ecosystem assessment method based on Reference-State-Deviation

HE Honglin<sup>1,2,4</sup>, REN Xiaoli<sup>1,2,3,\*</sup>, ZHANG Li<sup>1,2,4</sup>, QIN Keyu<sup>1,2,3</sup>, FENG Lili<sup>1,2,3</sup>, LÜ Yan<sup>1,2,3</sup>, NIU Zhong'en<sup>1,2,3</sup>, ZHANG Mengyu<sup>1,2,3</sup>

1 Key Laboratory of Ecosystem Network Observation and Modeling, Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China

2 National Ecosystem Science Data Center, Beijing 100101, China

3 University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China

4 College of Resources and Environment, University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100190, China

**Abstract:** Ecosystem assessment is vital important to carry out ecosystem management, and its results have become a basis to measure the status of regional ecosystem. Due to the insufficient consideration of the regional differences of ecosystem endowments and lack of effective measures to distinguish the impact of climate change and human activities, the practicability and regional comparability of ecosystem assessment results have been controversial. Under the background of ecological big data, this paper combined with long-term ground monitoring data, field investigation data, remote sensing

基金项目:国家重点研发计划项目(2016YFC0500200)

收稿日期:2021-10-12; 网络出版日期:2022-10-18

\* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: renxl@igsrr.ac.cn

data and other massive data, coupled with the ecosystem process model, and took the less disturbed, nearly native and integral zonal vegetation ecosystem (integral ecosystem) as references based on the ecological integrity theory. The composition, structure and function of the integral ecosystem were defined as the reference conditions. The deviation between the current and reference state of ecosystem was used to evaluate the ecosystem. An ecosystem evaluation method based on "Reference-State-Deviation (RSD)" was then constructed. The RSD evaluation method could transform the assessment of current state into deviation assessment and enhance the temporal and spatial comparability of the assessment results. Taking the self-developed model, CEVAS-RS model and CEVAS-CLI model as tools, the productivity of terrestrial ecosystem in China was evaluated, and the feasibility of the method was verified. This study is of great significance to improve China's ecosystem assessment system, promote the practicability of ecosystem assessment results, and support the national needs of China's key ecological function areas and counties assessment, ecological red line supervision, nature reserve system construction and so on.

**Key Words:** ecosystem assessment; ecological integrity; reference; deviation; productivity

20 世纪以来,全球范围的人口增长和经济发展带来了严重的生态与环境问题。人类高强度和不合理的土地利用导致了全球约 43% 的陆地生态系统生产力下降,加之气候变化的影响,各类生态系统的退化过程出现了前所未有的加剧<sup>[1-2]</sup>。为遏制生态系统不断退化的趋势,我国相继实施了一系列重大生态恢复工程,这些工程对于保障区域生态安全和可持续发展发挥了重要作用。但由于生态系统是一个复杂、开放、多元的系统,在气候变化和人类活动的共同作用下,及时了解生态系统恢复和退化现状,正确评估生态系统结构、功能及生态过程的动态变化,对于制定和优化生态保护修复措施或行动计划、维持生态系统平衡具有重要意义<sup>[3]</sup>。

生态系统评估旨在分析生态系统自身状况及其为人类社会提供服务的能力,理解它们的现状和变化情况,从而更好地服务于生态系统综合管理<sup>[4]</sup>。传统的生态系统评估以某一时间节点为主,未剔除自然禀赋不同引起的区域差异以及气候变化引起的自然波动。例如,生态环境部发布的《2020 中国生态环境状况公报》依据《生态环境状况评价技术规范》(HJ 192—2015) 对全国县域生态环境质量进行评价,显示我国 2020 年生态环境质量优良的区域主要分布在南部和东北部,而较差和差的区域基本位于西北部。传统评估结果用绝对值而非相对值进行评估,缺乏科学合理的评估参照基准,难以辅助决策者对于生态系统区域差异和变化趋势的认知,评估结果难以被管理应用,甚至会引起环境管理的错误导向。因此,生态系统评估需要考虑研究区域生态系统自然禀赋的空间差异和时间变化,区分气候变化和人类活动对生态系统变化的影响,将“绝对”的现状评估转变为“相对”的变化量评估,从而保障研究结果的客观性,切实可行地为生态系统管理服务。

自然变异(NRV)或历史变异(HRV)是指在没有人干扰下的生态参数在时间和空间上的变异<sup>[5]</sup>。在进行生态系统评估时,应当充分考虑和剔除自然变异或历史变异的影响,以期得到人类活动对生态系统影响的客观评价<sup>[6]</sup>。针对生态系统“相对”变化量评估,现有研究通常采用参照点法确定参照系,例如原生、完整的地带植被性自然生态系统变化能反映不受人类活动干扰的生态系统过程和状况及其自然变异,可作为生态系统评估的参照系(基准),但是参照点法难以确定区域尺度的参照系<sup>[7-8]</sup>。模型推算法能够突破站点观测数据的限制,获取整个区域尺度的参照系,但受限于模型结构的完善以及数据源的可获取性<sup>[9-10]</sup>。随着生态系统观测技术的发展,多源、多尺度、多过程生态数据的获取以及生态过程模型和模型数据融合方法的完善,为模型推算法准确模拟无人干扰的生态系统变化提供了可能。但如何形成一套可行的参照系确定方法,进而支撑构建“参照系-现状-变化量”(RSD)的生态系统评估体系依旧面临挑战。

生态系统完整性是生态系统管理和保护领域中一个重要的概念,主要反映生态系统在外来干扰下维持自然状态、稳定性和自组织能力的程度,评估生态系统完整性对于生态系统保护修复及维持生态系统平衡具有重要的现实意义<sup>[11]</sup>。生态完整性理论最早由 Leopold 于 1949 年提出:“一个事物,当它表现出保持生态群落

的完整、稳定和美的时候,这个事物就是对的,当它表现为其它的时候就是错误的”<sup>[12]</sup>。生态完整性理论是基于生态系统尺度和过程完整性的一种具有综合性、系统性、生物中心性的生态学理论,不仅意味着生态系统组成、结构与功能的完整,还包含生态过程的完整<sup>[13]</sup>。由于生态完整性的复杂特性,学术界至今未对生态完整性的概念达成统一<sup>[14-15]</sup>。然而,尽管未形成关于生态完整性概念的广泛认同,但生态完整性理论在资源管理和生态保护中受到越来越多学者的关注,也逐渐成为生态保护和修复政策的重要理论指导,为生态系统保护和评估提供了新的视角<sup>[16]</sup>。

本文梳理了生态完整性的概念及其与生态系统评估的关系,针对传统评估结果用绝对值而非相对值进行评估难以辅助决策者全面认知生态系统区域差异和变化趋势的问题,提出了基于生态完整性的参照系,厘清了生态系统评估中的参照系概念,同时考虑参照系的空间分异和自然变异,构建 RSD 生态系统评估体系,并探索其评估方法,为生态系统管理、生态修复策略制定和生态文明建设提供技术支撑。

## 1 “参照系-现状-变化量”生态系统评估体系

生态系统评估的中心任务是评估生态系统现有的状况、预测未来的可能变化,并提出为改善生态系统管理状况而应采取的对策<sup>[17]</sup>。目前大多数的陆地生态系统评估仅根据评估指标判定生态系统的“绝对”状况,缺乏科学合理的评估参照系,尚未形成有效的生态系统评估体系。已有参照系的研究大都集中在水生态系统管理中,大多数的水生态系统评估将水体当前的状况与原始的、未受污染的或者未受人类活动干扰的参照状态进行比较<sup>[7]</sup>。本文基于生态完整性理论提出 RSD 生态系统评估体系,同时考虑参照系的空间分异和自然变异,通过评估生态系统偏离参照系的程度来评价生态系统状况(图 1)。该体系有助于开展考虑自然禀赋差异的生态系统综合或单一指标的状况评估,通过对比不同评估单元评估结果与其所在区域参照系之间的偏离程度,量化评估单元与区域最优状态之间的差距,解决生态系统状况空间不可比的问题;通过参照值的时间动态变化反应气候变化对生态系统状况的影响,同时通过评估结果与参照系间的相对变化量定量识别人类活动对生态系统状况时空变化的影响和贡献,为区域生态系统管理、生态补偿、生态建设成效评估等提供支撑。

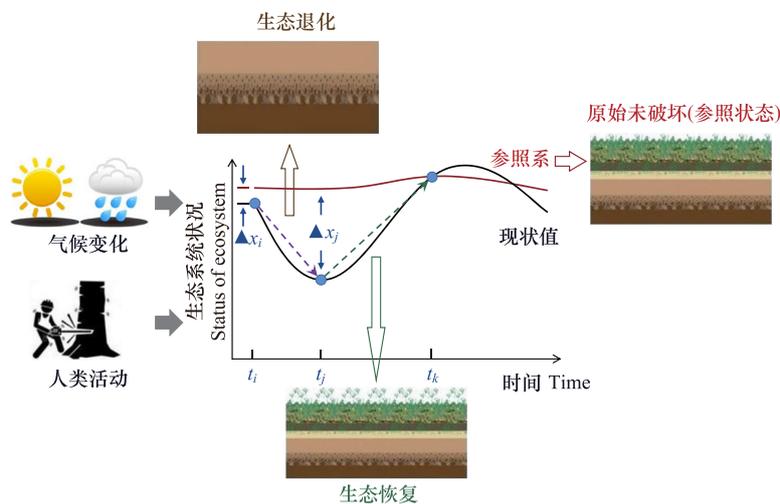


图 1 RSD 生态系统评估体系。

Fig.1 “Reference-State-Deviation” ecosystem assessment system

图中  $t_i$ 、 $t_j$  和  $t_k$  分别代表生态系统评估的 3 个时间节点,  $\Delta x$  代表生态系统评估现实值和参照系的变化量;  $t_i$  至  $t_j$  时间段内, 变化量由  $\Delta x_i$  升高至  $\Delta x_j$ , 代表生态系统处于退化状态;  $t_j$  至  $t_k$  时间段内, 变化量由  $\Delta x_j$  降低至 0, 代表生态系统处于恢复状态; RSD: 参照系-现状-变化量 Reference-state-deviation

### 1.1 生态完整性与生态系统评估

生态完整性(EI)是指一个生态系统支撑与维护近似原生的区域生物群落的能力,是生态系统组成、结构

与功能的衡量指标。具有生态完整性的生态系统随着时间的推移,能够保持其组成、结构、功能的完整以及过程的稳定;受到干扰后,拥有较强的抵抗力和恢复力,能够维持自组织和稳定性,并在一定时间恢复到初始状态<sup>[18-21]</sup>。

生态完整性对于生态系统健康和人类社会至关重要,生态完整性的概念适用于基因、物种、群落和生态系统等不同层级,当适用于生态系统时,表达为生态系统完整性。具有生态完整性的生态系统不仅能够维持其组成和结构多样性和自组织能力,还具有提供生产力和固碳、水源涵养、土壤保持和生物多样性维护等多种生态系统服务的功能<sup>[22]</sup>。生态系统完整性评估通过对生态系统组成、结构、功能的完整以及生态过程稳定的评估,判断当前生态系统是否能够继续维持生态系统平衡、生态系统健康以及生物多样性<sup>[23-25]</sup>。通常采用多种指标对某一类型生态系统的组成、结构、功能以及过程进行分析,并综合不同类型的生态指标反映生态系统完整性状况,为管理部门合理规划保护地和制定相应的保护政策提供依据<sup>[26-27]</sup>。

借鉴生态完整性评估的经验,生态系统评估可以以生态系统的组成、结构、功能和过程评估为切入点,将原始的未受人类干扰或少受人类干扰的具有生态完整性的生态系统状态作为参照基准,结合参照基准的自然变异剔除气候变化对评估结果的影响,实现对生态系统整体或组成、结构、功能和过程等指标状况的有效评估,更好地为国家生态系统监管服务(图 2)。

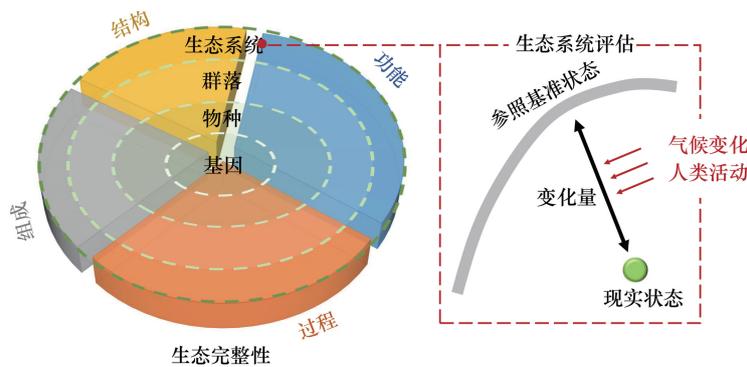


图 2 生态系统评估与生态完整性的关系

Fig.2 Relationship between ecosystem assessment and ecological integrity

### 1.2 基于生态完整性的参照系概念

根据生态完整性的定义,完整的生态系统应该是一种不受或尽可能少受人为干扰的生态系统,可以利用完整的生态系统状态作为理想参照系来评估整个生态系统。由于目前生态系统广泛受到人类活动的影响,很难找到完全未受干扰的生态系统,因此将尽可能接近的生态系统状态定义为现实参照系<sup>[28]</sup>。现实参照系可以归纳为以下四种:(1)极小干扰参照系(MDC),没有显著的人类干扰或人类干扰很小,其随时间变化较小,主要受自然条件影响;(2)历史条件参照系(HC),某一历史阶段的生态系统,例如工业革命之前;(3)最低干扰参照系(LDC),在受干扰区域,与同区域内其他生态系统相比受人类干扰最少,随管理实践变化而变化;(4)最佳可达参照系(BAC),理论上可以达到的最佳状态,不对应生态系统的实际状态,通常利用模型模拟来获取<sup>[7,29]</sup>。

为了使生态系统评估具有更高的可操作性和实践意义,在实际评估过程中,将受人类活动影响相对较少、能够代表生态系统完整性特征的自然生态系统作为基准,其表现出来的组成、结构和功能等特征可作为参照系(图 1 坐标系中红色曲线)。具有空间差异和时间变异的参照系可在一定程度上解决区域可比性差的问题,同时可以反映自然变异的范围。

### 1.3 基于生态完整性参照系的变化量概念

参照系的确定为生态系统评估提供了基准,生态系统结构、功能等评估指标与参照值的偏离程度(图 1

坐标系中 $\Delta x$ )反映了生态系统状况变化,为生态系统状况的分等定级提供了基础。可接受的偏离程度是一个政治决策,影响生态系统保护范围的确定,因此偏离程度的科学量化至关重要<sup>[30]</sup>。偏离程度可以用变化量来表达,即生态系统状况现实值与参照值的差值(当某些评估指标值越高表征生态系统状况越差时,变化量表现为参照值与现实值的差值)。由于不同生态区和不同植被类型可能具有不同量级的评估指标现实值,因此差值仍然缺乏空间可比性。本文提出相对变化量的概念,对差值进行标准化,以消除评估指标值本身的影响(本文变化量均指相对变化量)。

变化量不仅可以用于评估生态系统现状,也可以用于评估生态系统变化趋势。生态系统现状可用变化量的数值大小来反映,正值代表正效应,负值代表负效应,且绝对值越大代表效应越强;生态系统变化趋势可用变化量的趋势来表征,正值代表生态系统状况向好的方向发展,负值代表生态系统状况向差的方向发展,且绝对值越大代表变化越快。以不同的生态系统恢复情景为例(图3),从现状来看,人工恢复、自然恢复和继续退化三个情景下变化量均为负值,表明生态系统现状均低于参照值。人工恢复情景变化量最小,现状最优,继续退化情景变化量最大,现状最差。从趋势来看,人工恢复和自然恢复情景变化量的趋势均为正,表明生态系统状况逐渐好转,且人工恢复情景下好转速率更快;而继续退化情景下变化量的趋势为负,表明生态系统状况在持续恶化。

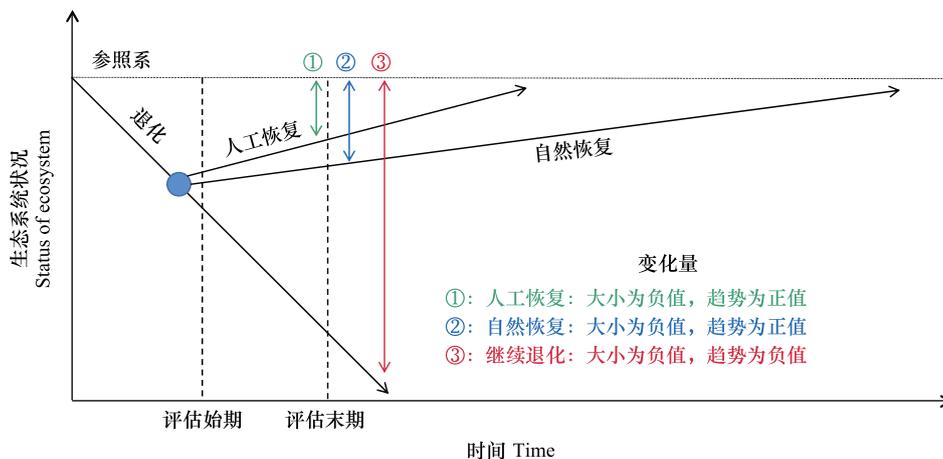


图3 不同的生态系统恢复情景下基于参照系的变化量

Fig.3 Deviation based on reference under different ecosystem restoration scenarios

## 2 基于“参照系-现状-变化量”的生态系统评估方法

由于生态系统的自然变异受生物和非生物因子的共同影响,不同环境条件下的不同生态系统类型自然禀赋存在较大差异,因此参照系需要分区分类确定。本文引入了评估单元的概念,根据环境和生态系统类型的差异将全国划分成若干评估单元,每个评估单元具有相近的环境和生态系统类型,因此应具有相对一致的参照系。基于生态系统参照系和现实值,量化生态系统状况的变化量,并基于变化量的概率分布确定分等定级方案,形成基于RSD的生态系统评估方法(图4),不仅可以解决区域可比性差的问题,还可以剔除气候波动的影响,量化人类活动对生态系统的影响。该方法不仅适用于生态系统单指标评估,也适用于根据不同需求或不同区域特色选择合理的指标体系和综合评估方案对生态系统状况进行综合评估。

### 2.1 评估单元的确定

由于受观测数据的限制,很难做到逐栅格确定参照系,因此需要根据栅格之间的相似性,结合观测数据情况对栅格数据进行聚类。而对于不同的研究对象,如县域、地区或全国,亦应根据实际情况进行不同程度的划分,确定评估单元。评估单元参照系为某个评估单元内生态系统状况的参照值,反映评估单元内受人类干扰

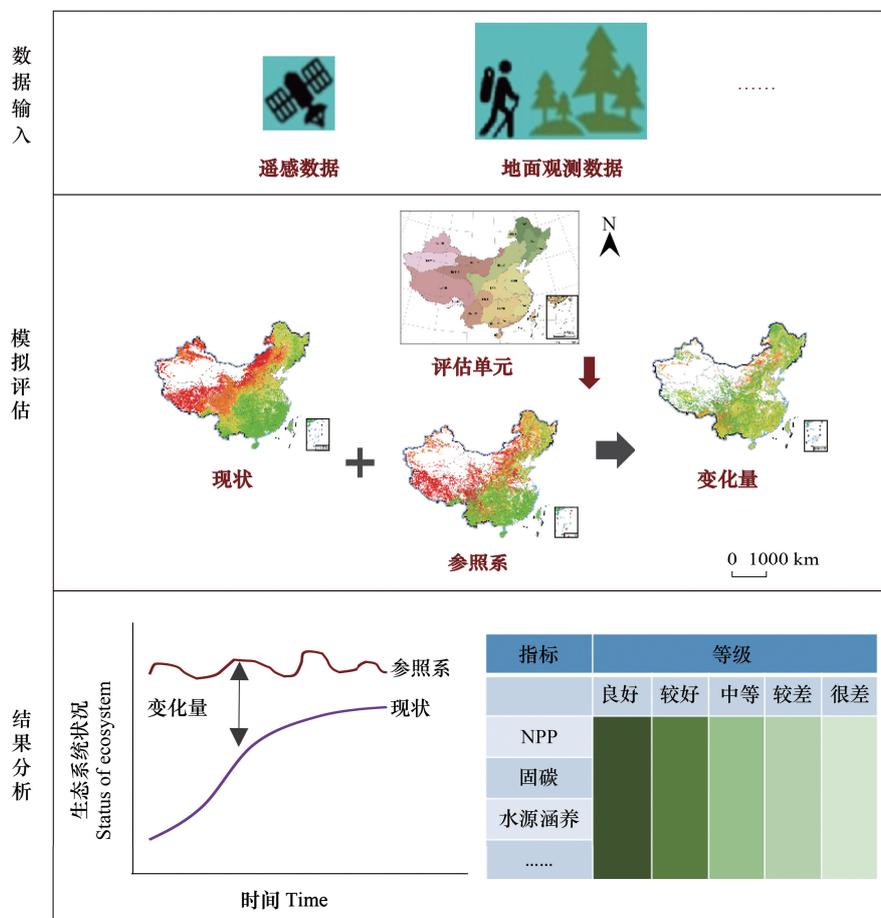


图4 基于RSD的生态系统评估方法

Fig.4 Ecosystem assessment method based on RSD

NDD: 植被净初级生产力 Net primary productivity

较少的生态系统特征。

本文结合中国陆地生态系统生态分区类型图和1:100万植被类型图,将全国划分为若干具有相似环境条件和潜在植被类型的评估单元。以5 km分辨率为全国生态系统评估空间尺度,分类方法为同一个一级生态分区内同一个植被型组具有相同的参照系。中国陆地生态系统一级生态分区有18类,植被型组是12类,叠加后将全国划分为175个评估单元(图5),可用于全国尺度生态系统单指标和综合评估。

## 2.2 参照系的确定

遴选完整的生态系统是参照系确定的关键。完整的生态系统应尽可能少受人类活动影响,且在同一区域同一类型中具有相对优良的生态系统结构和功能,即水热条件较好、土壤肥沃、植被覆盖较好、各项功能较高、生物多样性较高的生态系统。因此,完整的生态系统的判定需要综合考虑多个因子。但以往受数据限制,很难在区域尺度上获取多因子的观测数据。随着遥感数据的积累与多源数据融合等技术的发展,生态学已经进入大数据时代,多因子空间数据的可获取性得到了提升,为从生态系统特征-结构-功能多方位来确定完整的生态系统提供了坚实的数据基础。本文判定完整的生态系统选取的主要因子应涵盖生态系统地表特征、群落结构和生态系统功能三个方面,囊括土地覆盖、土壤含水量、地表温度、土壤有机质、生物多样性、植被覆盖度、生产力、固碳量、水源涵养量和土壤保持量等多项指标(表1)。此外,本文假设土地覆盖发生变化的区域受人类活动影响较大,因此需要将未发生变化的区域判定为潜在的完整的生态系统所在区域。

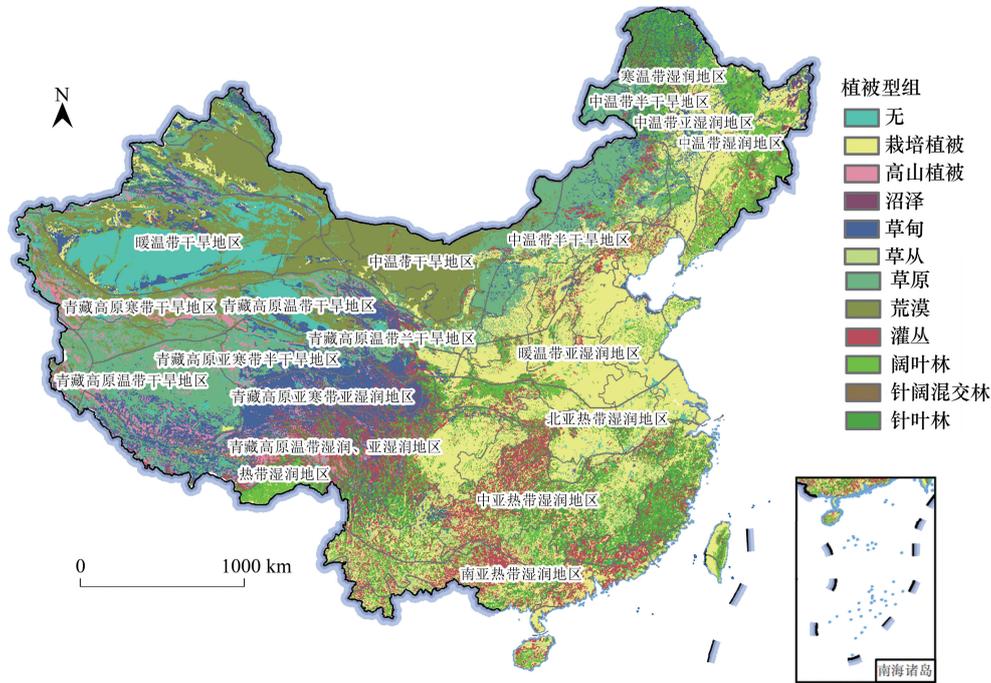


图 5 全国 175 个评估单元(生态分区×植被类型)分布

Fig.5 Distribution of 175 assessment units (Ecological zones × Vegetation types)

表 1 完整的生态系统判定因子

Table 1 Integral ecosystem determinants

| 指标类别<br>Indicator categories                  | 具体指标<br>Specific indicators                                             |
|-----------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------|
| 生态系统地表特征<br>Ecosystem surface characteristics | 土地覆盖(遥感解译)<br>土壤含水量(野外观测)<br>地表温度(野外观测)<br>土壤有机质(野外观测)                  |
| 生态系统群落结构<br>Ecosystem community structure     | 生物多样性(野外观测)<br>植被覆盖度(野外观测、遥感计算)                                         |
| 生态系统功能<br>Ecosystem function                  | 生态系统净初级生产力(模型估算)<br>生态系统固碳量(模型估算)<br>生态系统水源涵养量(模型估算)<br>生态系统土壤保持量(模型估算) |

为了准确地定位生态系统评估参照系,参考生态完整性评估以及生态系统恢复等不同领域的参照系确定方法,本文提出了生态系统评估参照系的两种确定方法:第一种是基于观测数据的方法,即参照站点法;第二种是基于模型模拟的方法,即模型推算法<sup>[7,31]</sup>。两种方法均基于大量野外观测数据(野外观测、遥感监测、大尺度的观测网络等),相互印证、互为补充。通过对模型推算法与参照站点法获取的参照值的空间分异和自然变异的一致性分析,可论证模型推算法中参照系的合理性以及参照点的代表性。实际应用过程中,应以具体研究区域和研究重点为依据来选择适合的方法。

### 2.2.1 参照站点法

参照站点法是以未受明显人类活动干扰,主要受气候变化影响的生态系统作为参照站点,如长期观测的野外台站、自然保护区核心区等,将基于参照站点观测数据估算的生态系统评估指标值作为参照值。参照站点应该符合两个要求:(1)受人类活动干扰较少,接近原生生态系统,具有较复杂的生态系统结构、较高的生物多样性以及较高的生态系统功能;(2)地表特征、生物物理条件与所要评价的生态系统相似<sup>[7]</sup>。具体来讲,

参照站点应该能够代表某一类生态分区和植被型组的自然生态条件,反映生态系统景观特征(如土壤、植被、气候等)的自然变异。此外,参照站点不应选择人工种植的非地带性植被,避免错误地代表某一类生态分区和植被型组。

中国生态系统研究网络(CERN)、科技部、国家林草局等分布于全国不同区域的野外站为参照站点法实施提供了详实的长期监测数据。利用这些观测数据,能够获取生态系统生产力和固碳、水源涵养、土壤保持等生态系统功能评估的参照站点参照系(图6)。例如,吴安驰等基于CERN 2010年的生物监测数据提出了我国多种森林类型的生物多样性参照值,体现了生物多样性参照系的空间差异<sup>[32]</sup>;Ge等和董蕊等基于CERN的多期多源碳库以及长期气象和通量观测数据,提出了我国多种森林类型2005—2015年的生产力和固碳量以及土壤保持量的参照值,反映空间差异的同时也体现了各森林类型物质生产、固碳以及土壤保持功能在时间上的自然变异<sup>[33—34]</sup>。然而受站点尺度观测数据的限制,仅用参照站点法难以确定全国尺度的参照系。

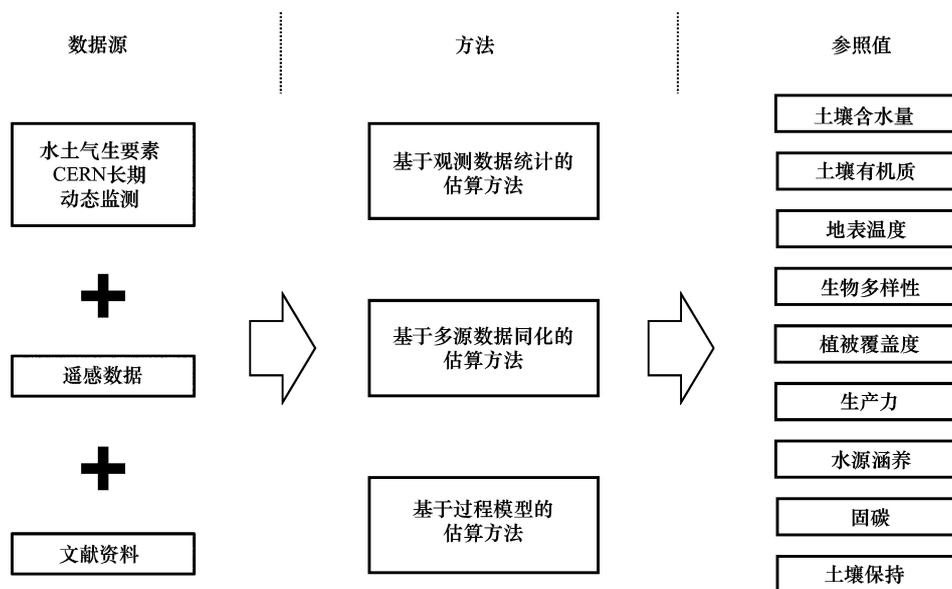


图6 基于野外站长期联网观测数据确定参照值

Fig.6 Determination of reference value based on long-term observation data of field stations

CERN: 中国生态系统研究网络 Chinese ecosystem research network

### 2.2.2 模型推算法

模型推算法能够突破站点观测数据的限制,获取整个研究区的参照系。利用模型推算法获取的参照系更接近现实值,最大限度的模拟真实的气候变化以及人类活动情景。由于模型模拟的不确定性,需要和参照站点法相结合,提升模型模拟精度,为结果的可靠性提供依据。基于模型推算法的参照系确定方案有两种:基于情景分析的模型推算法,可以获取全国尺度逐像元的参照值;基于统计分析的模型推算法,可以分区分类地遴选不受或尽可能少受人类活动影响的完整生态系统。

#### (1) 基于情景分析的模型推算法

基于情景分析的模型推算法的关键是需要发展一个气候驱动的和一個遥感驱动的生态系统过程模型。结合生态系统长期监测数据、气候驱动的生态系统过程模型和模型数据融合技术,反演模型关键参数,估算参照系情景(受人类活动干扰较少,气候变化情景)下的生态系统评估指标值,可认定为参照系;应用遥感驱动的生态系统过程模型估算现实植被变化情景下的生态系统评估指标值,可认定为现实值(表2)。气候驱动的参照系情景能够获取没有人类活动干扰的生态系统评估指标的逐像元参照值,反映在没有人类干扰的前提下,现实环境条件(气候、大气CO<sub>2</sub>、氮沉降等)及评估始期植被共同作用下的生态系统状况。

表 2 基于情景分析的模型推算法参照系和现实值确定方法

Table 2 Reference and current state value determination of model calculation method based on scenario analysis

|                    | 参照系<br>Reference value            | 现实值<br>Current state value                             |
|--------------------|-----------------------------------|--------------------------------------------------------|
| 驱动数据<br>Drive data | 气候、大气 CO <sub>2</sub> 、氮沉降、评估始期植被 | 气候、大气 CO <sub>2</sub> 、氮沉降、施肥、灌溉、现实植被、现实叶面积指数(病虫害、火灾等) |
| 参数<br>Parameter    | 基于完整生态系统的观测值反演                    | 基于所有生态系统的观测值反演                                         |
| 数值大小<br>Value      | 受人类活动干扰少,主要受气候变化影响下的功能指标值         | 现实气候和植被条件下的功能指标值                                       |

## (2) 基于统计分析的模型推算法

基于统计分析的模型推算法是一种简单易行的方法。该方法利用模型模拟得到现实情景结果数据,通过统计分析的方式来区分类型地遴选极少或较少受人类活动影响的完整生态系统,将这些生态系统的状况作为同一气候和地理条件下的一组像元点的统一参照基准。具体而言,针对每个评估单元,选取极少(如野外观测台站、自然保护区核心区)以及较少(如人类胁迫低、生态系统受气候因子主控的区域)受人类影响的区域作为潜在的完整生态系统所在区域,进而选取生态系统结构、功能等相对优良的区域作为参照系。其中,在无实际观测数据的评估单元,通过评估指标与气候因子的相关性程度作为遴选参照系的标准。

### 2.3 变化量的确定及分等定级

生态系统评估结果用变化量来衡量,通过分析变化量的大小及趋势可对生态系统状况进行分等定级,本文将生态系统评估结果根据分位数法分为 5 级:良好(80%—100%)、较好(60%—80%)、中等(40%—60%)、较差(20%—40%)、很差(0—20%)。基于 RSD 的生态系统评估方法考虑了不同生态分区和不同植被型组的可比性,通过逐年确定参照系的方法剔除了气候因子波动的影响,评估结果可以反映人类活动对生态系统的影响。

## 3 生态系统评估方法应用案例

应用本文提出的 RSD 的评估体系,采用基于情景分析的模型推算法确定参照系,分别利用基于气候驱动的生态系统过程模型(CEVSA\_CLI)和遥感驱动的生态系统过程模型(CEVSA\_RS)<sup>[9]</sup>模拟 2000—2018 年净初级生产力(NPP)的参照值和现实值并计算了参照值与现实值的相对变化量,实现了近 20 年基于 RSD 的中国陆地生态系统单指标(NPP)评估(图 7)。

结合生态系统长期监测数据和气候驱动的生态系统过程模型 CEVSA-CLI,采用逐栅格的方式,以各个栅格单元为评估单元,确定评估参照系。逐栅格估算中国陆地生态系统 2000—2018 年参照系情景下的 NPP,评估结果为 NPP 参照值。参照值反映了在没有人类干扰的情况下,仅受气候变化影响下的生态系统净初级生产力状况。

应用遥感叶面积指数驱动的生态系统过程模型 CEVSA-RS,以生态系统长期监测数据为基础,逐栅格估算 2000—2018 年中国陆地生态系统现实植被变化情景下的 NPP,评估结果为 NPP 现实值。现实值反映了气候变化和人类活动共同影响下的生态系统状况。

利用相对变化量的概念,对参照值和现实值之间的差值进行标准化((NPP 现实值-NPP 参照值)/NPP 现实值),以消除 NPP 数值量级的影响。应用本文提出的相对变化量分等定级方法,最终实现了基于 RSD 的中国陆地生态系统单指标评估。

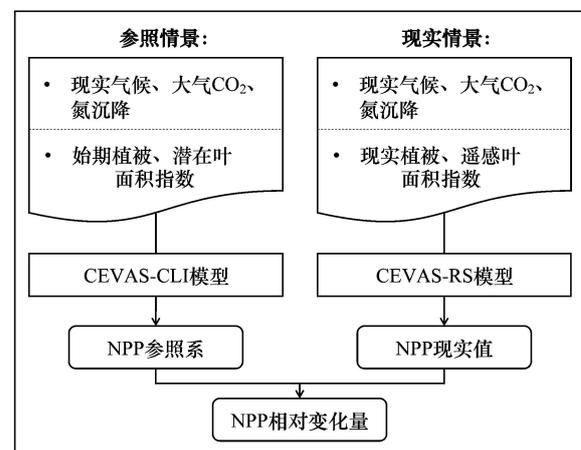


图 7 基于 RSD 的 NPP 评估

Fig.7 NPP assessment based on RSD

NPP 参照值、现实值和变化量的时空变化以及分等级评估结果如图 8 和图 9 所示。NPP 参照值的空间分布与 NPP 现实值较为接近,表现为东部高、西部低的空间格局,这是由各个区域的自然禀赋决定的。NPP 变化量的空间分布截然不同,存在明显的空间异质性,因为变化量去除了自然禀赋本身所导致的评估差

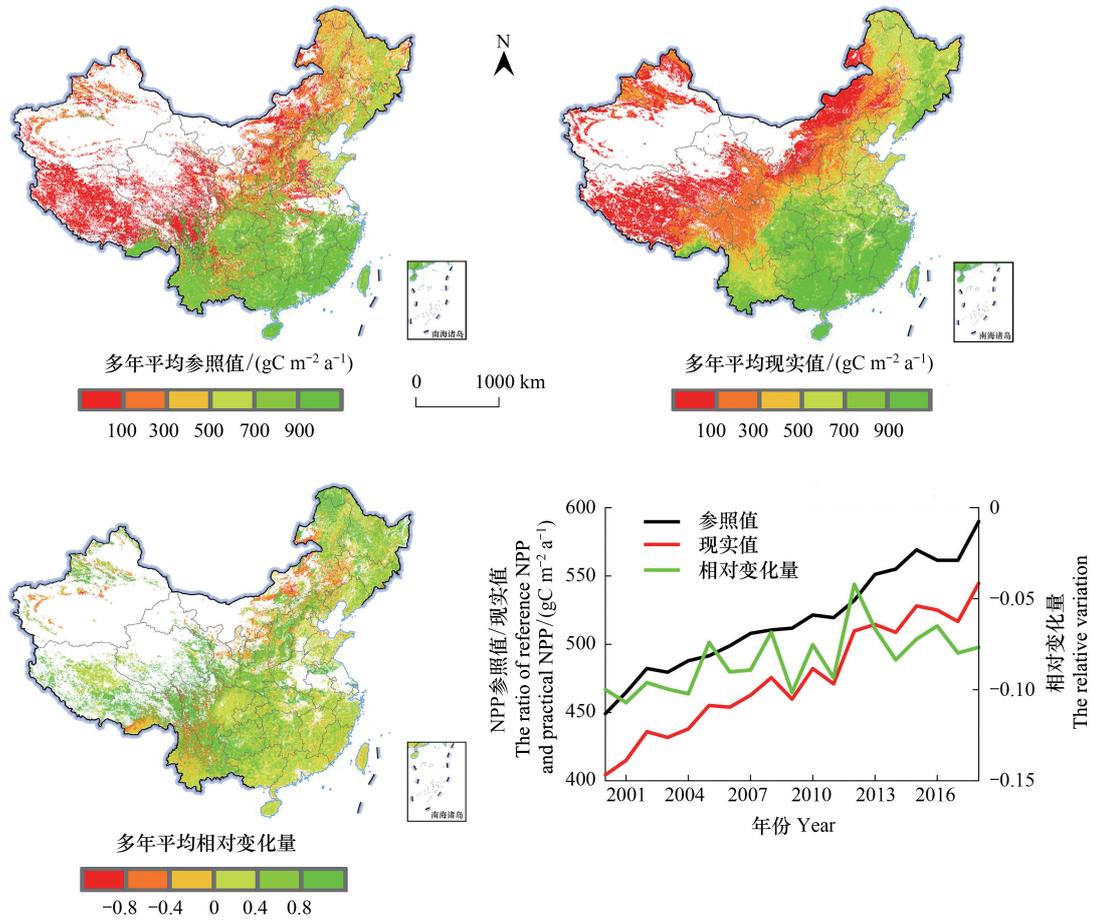


图 8 中国陆地生态系统 NPP 评估的参照值、现实值和变化量的时空分布特征

Fig.8 Temporal and spatial distribution of reference value, current state value and deviation of terrestrial ecosystem NPP in China

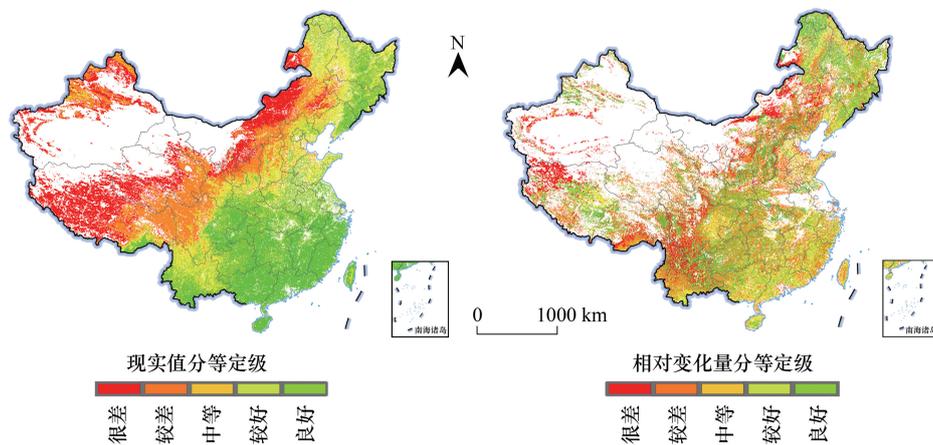


图 9 中国陆地生态系统 NPP 评估的现实值和变化量的分等级

Fig.9 Grading of current state values and deviation of terrestrial ecosystem NPP assessment in China

异。2000—2018年NPP参照值、现实值和变化量均表现为上升趋势,表明我国陆地生态系统NPP呈增长趋势,其中NPP参照值的时间动态反映了气候变化影响下的自然变异,NPP变化量的时间动态反映了人类活动的影响(图8)。将评估结果分为5个等级,分别基于NPP现实值和变化量进行分等定级,基于现实值的评估结果表明中国东部地区NPP供给功能良好而西部地区很差,而基于参照系的评估结果表明中国东部和西部地区均有NPP供给功能良好和很差的区域(图9)。通过基于参照系的生态系统单指标评估,在一定程度上消除了不同区域气候波动差异对评估结果的影响,更好的反映了人类活动对生态系统的影响;同时,评估结果以相对值(变化量)代替传统的绝对值,较好地解决了评估结果区域不可比的问题,因此基于RSD的评估方法具有更好的科学性和客观性。

#### 4 结论

针对传统的生态系统评估缺乏科学合理的评估参照系,评估结果难以被管理应用的问题,本文提出了基于生态完整性理论的RSD评估体系,探索了其评估方法,并以生态系统过程模型为工具,以多源数据为基础,以我国陆地生态系统单指标(NPP供给功能)评估为例,验证了基于RSD生态系统评估体系和评估方法的有效性。基于生态完整性理论的RSD评估方法体系同时考虑生态系统状况的空间差异和自然变异,有助于开展考虑自然禀赋的生态系统状况评估,评估结果更具客观性和可比性,为区域生态系统管理、生态补偿、生态建设成效评估等提供了理论和方法支撑。未来需要重点关注参照系的尺度效应以及综合评估中的评估指标选取,并加强野外观测,为参照系的确定积累更多生态系统长期观测数据。

#### 参考文献(References):

- [ 1 ] Daily G. Nature's services: societal dependence on natural ecosystems. *The Bryologist*, 1998, 101: 475.
- [ 2 ] Urbanska K M, Hurka H, Landolt E, Neuffer B, Mummenhoff K. Hybridization and evolution in Cardamine (Brassicaceae) at Unerboden, Central Switzerland: Biosystematic and molecular evidence. *Plant Systematics and Evolution*, 1997, 204(3/4): 233-256.
- [ 3 ] 侯鹏, 高吉喜, 万华伟, 施佩荣, 王永财, 孙晨曦. 陆地生态系统保护修复成效评估研究进展及主要科学问题. *环境生态学*, 2021, 3(4): 1-7.
- [ 4 ] 侯鹏, 王桥, 申文明, 翟俊, 刘慧明, 杨旻. 生态系统综合评估研究进展: 内涵、框架与挑战. *地理研究*, 2015, 34(10): 1809-1823.
- [ 5 ] Allen R, Kovilakam M. The role of natural climate variability in recent tropical expansion. *Journal of Climate*, 2016, 30: 6329-6350.
- [ 6 ] 伦玉蕊, 王若彤, 刘浏. 考虑自然变异的漳河流域未来气候变化情景预估. *水利与建筑工程学报*, 2020, 18(5): 1-9.
- [ 7 ] Stoddard J L, Larsen P, Hawkins C P. Setting expectations for the ecological condition of running waters: the concept of reference condition. *Freshwater Bioassessment*, 2006, 16(5): 1267-1276.
- [ 8 ] 李嘉珣, 曹飞飞, 汪铭一, 吴钢. 参照点位法下的参照状态在草原生态系统损害基线判定中的应用分析. *生态学报*, 2019, 39(19): 6966-6973.
- [ 9 ] Niu Z E, He H L, Peng S S, Ren X L, Zhang L, Gu F X, Zhu G F, Peng C H, Li P, Wang J B, Ge R, Zeng N, Zhu X B, Lv Y, Chang Q Q, Xu Q, Zhang M Y, Liu W H. A process-based model integrating remote sensing data for evaluating ecosystem services. *Journal of Advances in Modeling Earth Systems*, 2021, 13(6): e2020MS002451.
- [ 10 ] 许宜平, 王子健. 水生态完整性监测评价的基准与参照状态探究. *中国环境监测*, 2018, 34(6): 1-9.
- [ 11 ] 黄宝荣, 欧阳志云, 郑华, 王效科, 苗鸿. 生态系统完整性内涵及评价方法研究综述. *应用生态学报*, 2006, 17(11): 2196-2202.
- [ 12 ] Leopold A. *Sand County Almanac and Skechches Here and There*. Oxford University Press, New York, 1949.
- [ 13 ] Drielsma M J, Williams K F, Faith D, et al. Ecological Integrity: The Whole or Some of the Parts? // RHIANNON S. *Proceedings of Restore, Regenerate, Revegetate: A Conference on Restoring Ecological Processes, Ecosystems and Landscapes in a Changing World*. Armidale: Ecosystem Management, University of New England, 2018: 27-28.
- [ 14 ] Harwell M A, Myers V, Young T, Bartuska A, Gassman N, Gentile J H, Harwell C C, Appelbaum S, Barko J, Causey B, Johnson C, McLean A, Smola R, Temple P, Tosini S. A framework for an ecosystem integrity report card. *BioScience*, 1999, 49(7): 543-556.
- [ 15 ] 邵红, 张广兴. 生态完整性评价概念及应用. *环境保护与循环经济*, 2016, 36(10): 44-48.
- [ 16 ] 王梦桥, 王忠君. 北美黄石到育空(Y2Y)国家公园群生态完整性保护与管理. *风景园林*, 2021, 28(8): 113-118.

- [17] Michael A, Schroeder R C, Crawford F J, Rocchio D J. Ecological Integrity Assessments: Monitoring and Evaluation of Wildlife Areas in Washington. Washington Department of Fish and Wildlife, 2011, Washington, USA.
- [18] Karr J R, Dudley D R. Ecological perspective on water quality goals. *Environmental Management*, 1981, 5(1): 55-68.
- [19] Müller F. Gradients in ecological systems. *Ecological Modelling*, 1998, 108(1/2/3): 3-21.
- [20] Parrish J D, Braun D P, Unnasch R S. Are we conserving what we say we are? measuring ecological integrity within protected areas. *BioScience*, 2003, 53(9): 851-860.
- [21] Roche P K, Campagne C S. From ecosystem integrity to ecosystem condition: a continuity of concepts supporting different aspects of ecosystem sustainability. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 2017, 29: 63-68.
- [22] 张明阳, 王克林, 何萍. 生态系统完整性评价研究进展. *热带地理*, 2005, 25(1): 10-13, 18.
- [23] Tierney G L, Faber-Langendoen D, Mitchell B R, Shriver W G, Gibbs J P. Monitoring and evaluating the ecological integrity of forest ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2009, 7(6): 308-316.
- [24] Carter S K, Fleishman E, Leinwand I I F, Flather C H, Carr N B, Fogarty F A, Leu M, Noon B R, Wohlfeil M E, Wood D J A. Quantifying ecological integrity of terrestrial systems to inform management of multiple-use public lands in the United States. *Environmental Management*, 2019, 64(1): 1-19.
- [25] Grantham H S, Duncan A, Evans T D, Jones K R, Beyer H L, Schuster R, Walston J, Ray J C, Robinson J G, Callow M, Clements T, Costa H M, DeGemmis A, Elsen P R, Ervin J, Franco P, Goldman E, Goetz S, Hansen A, Hofsvang E, Jantz P, Jupiter S, Kang A, Langhammer P, Laurance W F, Lieberman S, Linkie M, Malhi Y, Maxwell S, Mendez M, Mittermeier R, Murray N J, Possingham H, Radachowsky J, Saatchi S, Samper C, Silverman J, Shapiro A, Strassburg B, Stevens T, Stokes E, Taylor R, Tear T, Tizard R, Venter O, Visconti P, Wang S, Watson J E M. Anthropogenic modification of forests means only 40% of remaining forests have high ecosystem integrity. *Nature Communications*, 2020, 11: 5978.
- [26] 赵士洞, 张永民. 生态系统评估的概念、内涵及挑战——介绍《生态系统与人类福利: 评估框架》. *地球科学进展*, 2004, 19(4): 650-657.
- [27] Hansen A J, Noble B P, Veneros J, East A, Goetz S J, Supples C, Watson J E M, Jantz P A, Pillay R, Jetz W, Ferrier S, Grantham H S, Evans T D, Ervin J, Venter O, Virnig A L S. Toward monitoring forest ecosystem integrity within the post-2020 Global Biodiversity Framework. *Conservation Letters*, 2021, 14(4): e12822.
- [28] 卓莉, 曹鑫, 陈晋, 陈仲新, 史培军. 锡林郭勒草原生态恢复工程效果的评价. *地理学报*, 2007, 62(5): 471-480.
- [29] Kurt Nielsen, Bent Scmod, Christina Ellegaard, Dorte Krause-Jensen, 林宝法. 利用模拟和分析历史资料的方法根据《欧洲水框架指令》评价参考条件: 以丹麦兰讷斯峡湾为例. *AMBIO-人类环境杂志*, 2003, 32(4): 287-294, 328.
- [30] Andersen J H, Conley D J, Hedal S. Palaeoecology, reference conditions and classification of ecological status: the EU Water Framework Directive in practice. *Marine Pollution Bulletin*, 2004, 49(4): 283-290.
- [31] 田美荣, 高吉喜, 邹长新, 乔青. 重要生态功能区生态退化诊断理论、思路与方法探析. *生态与农村环境学报*, 2016, 32(5): 691-696.
- [32] 吴安驰, 邓湘雯, 任小丽, 项文化, 张黎, 葛蓉, 牛忠恩, 何洪林, 何立杰. 中国典型森林生态系统乔木层群落多样性的空间分布格局及其影响因素. *生态学报*, 2018, 38(21): 7727-7738.
- [33] Ge R, He H L, Ren X L, Zhang L, Yu G R, Smallman T L, Zhou T, Yu S Y, Luo Y Q, Xie Z Q, Wang S L, Wang H M, Zhou G Y, Zhang Q B, Wang A Z, Fan Z X, Zhang Y P, Shen W J, Yin H J, Lin L X. Underestimated ecosystem carbon turnover time and sequestration under the steady state assumption: a perspective from long-term data assimilation. *Global Change Biology*, 2019, 25(3): 938-953.
- [34] 董蕊, 任小丽, 盖艾鸿, 何洪林, 张黎, 李沛. 基于 CERN 的典型森林生态系统土壤保持功能估算分析. *生态学报*, 2020, 7: 1-11.