

DOI: 10.20103/j.stxb.202503080508

张琦, 骆占斌, 苏博, 周生路, 陈浮. 迈向主动干预: 国土空间生态修复中生态阈值的作用及启示. 生态学报, 2025, 45(22): - - .  
Zhang Q, Luo Z B, Su B, Zhou S L, Chen F. Towards proactive intervention: the role and implications of ecological threshold in territorial ecological restoration. Acta Ecologica Sinica, 2025, 45(22): - - .

# 迈向主动干预: 国土空间生态修复中生态阈值的作用及启示

张琦<sup>1</sup>, 骆占斌<sup>2</sup>, 苏博<sup>1</sup>, 周生路<sup>1</sup>, 陈浮<sup>2,\*</sup>

<sup>1</sup> 南京大学地理与海洋科学学院, 南京 210023

<sup>2</sup> 河海大学公共管理学院, 南京 211100

**摘要:** 生态阈值在预警、管控生态系统退化中发挥了巨大作用, 但对主动式国土空间生态修复是否有应用潜力尚不清楚。为探索生态阈值在主动式生态修复中的作用及机理, 梳理了生态阈值的理论基础及其与生态系统演替的逻辑关联, 明确了生态阈值在生态恢复过程中的适用性。基于此, 构建了生态阈值介导下的国土空间生态修复行动框架, 提出融合生态阈值的国土空间生态修复技术体系, 以及基于“问题识别-主动干预-成效监测-适应循环-弹性管理”的全流程管理思路。从工程实践角度揭示了生态阈值在主动干预式生态修复中的作用及其与被动引导式生态恢复的区别, 阐明了国土空间生态修复过程中的生态阈值效应和机制。结合退化草地生态恢复量化研究, 探索了生态阈值视角下生态恢复主动干预技术及其潜力。本研究将生态阈值融入主动式生态修复技术方案, 为山水林田湖草沙一体化修复与系统治理的目标、成效等全流程管控优化提供全新视角。

**关键词:** 生态阈值; 多稳态; 生态修复; 主动干预; 恢复阈值; 基于自然的解决方案

## Towards proactive intervention: the role and implications of ecological threshold in territorial ecological restoration

ZHANG Qi<sup>1</sup>, LUO Zhanbin<sup>2</sup>, SU Bo<sup>1</sup>, ZHOU Shenglu<sup>1</sup>, CHEN Fu<sup>2,\*</sup>

<sup>1</sup> School of Geography and Ocean Science, Nanjing University, Nanjing 210023, China

<sup>2</sup> School of Public Administration, Hohai University, Nanjing 211100, China

**Abstract:** Ecological thresholds demonstrated significant utility in early warning and controlling ecosystem degradation, but their potential application in proactive territorial ecological restoration remained underexplored. To investigate the functional mechanisms of ecological thresholds in proactive restoration, this study systematically examined the theoretical foundations and logical connections with ecosystem succession, thereby establishing the applicability in ecological recovery processes. Based on the theory of alternative stable states and adaptive cycle, the ecosystem succession paths under disturbance were analyzed from the perspective of ecosystem resilience. Theoretically, it has been clarified that the ecological threshold corresponds to the practical boundary between artificial restoration and natural recovery. Building upon these foundations, this study developed an action framework for territorial ecological restoration mediated by ecological thresholds, proposing an integrated technical system and a comprehensive management paradigm encompassing “issue identification-proactive intervention-efficacy monitoring-adaptive cycling-resilience management”. Threshold-based ecological restoration approach aimed to achieve ecological recovery with minimal human intervention, aligning closely with the current mainstream ideas of nature-based solutions. The framework required a comprehensive and integrated management approach across the entire

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(42377465, 52374170)

收稿日期: 2025-03-08; 网络出版日期: 2025-00-00

\* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: chenfu@hhu.edu.cn

region. At the regional level, it involves the remote coupling of natural ecosystems and threshold transmission and the coupling between natural and social systems. At the local level, the focus is on the integrated regulation of all elements based on ecological thresholds. The management process encompasses a holistic approach, including ecological threshold early warning, stratification of ecological goals, restoration planning, dynamic validation of outcomes, iterative goal setting, risk warning, and adaptive management, ensuring comprehensive and adaptive strategies for ecological restoration. Based on ecological threshold-related studies and practices across multiple ecosystem types, including forests, grasslands, lakes, rivers, and wetlands, this study elucidated the distinctive role of ecological thresholds in proactive intervention compared with passive-guided restoration, while clarifying threshold effects and underlying mechanisms during territorial ecological rehabilitation. By combining 81 quantitative studies on degraded grassland restoration worldwide and using data integration analysis and meta-analysis, the productivity threshold effect driven by nitrogen application during the restoration process was jointly verified. In response to current practices and research addressing soil nutrient limitations, structural desertification, reduction in plant seed banks, microbial constraints, and human interference, this study explored the implementation potential of ecological restoration techniques such as soil amendments, artificial vegetation, microbial inoculants, and conservation management, adopting an ecological threshold perspective. By incorporating ecological thresholds into proactive restoration strategies, this study provided novel perspectives for optimizing whole-process management in integrated restoration of mountain-river-forest-farmland-lake-grassland-desert ecosystems, particularly regarding objective setting and effectiveness evaluation.

**Key Words:** ecological threshold; alternative stable states; ecological restoration; proactive intervention; recovery threshold; nature-based solutions

人类活动和气候变化加剧了全球生态系统的系统性退化,如旱涝频发、植被退化、生物多样性丧失等一系列问题。当前,全球仍未能实现土地退化中性,退化速率高于恢复速率<sup>[1]</sup>。有研究预计,2100年有超过20%的地表会突破一个或几个生态阈值,造成全球范围的土地退化和荒漠化<sup>[2]</sup>。这种转变往往造成灾难性后果且不可逆。因此,生态阈值作为生态系统结构和功能转变的拐点,在生态保护、退化预警等方面获得了广泛的关注<sup>[3-4]</sup>,如通过控制草地放牧强度、湖泊营养盐含量、野生动物栖息地斑块大小等来维持生态系统的理想稳定状态<sup>[4-5]</sup>。然而,对已经退化且难以自然恢复的受损生态系统而言,主动干预式生态修复对遏制退化扩散及进一步的生态恢复十分必要。

多稳态理论(Alternative stable states)内涵的生态系统韧性(抵抗力、弹性、恢复力)为理解生态阈值提供了基础框架<sup>[6-7]</sup>。而一旦扰动超过生态阈值,生态系统将会发生状态跃迁,如从典型草地转变为荒漠草地<sup>[3]</sup>,生态阈值正是生态系统由一个稳态向另一个稳态转变的临界点或状态区间(域)<sup>[8-9]</sup>。生态修复本质上是要推动退化生态系统正向演替,实现稳态转换,最终达到稳定的高级生态系统。其中生态阈值则是系统稳态的边界,稳态转换过程必然要跨越一个或多个生态阈值。然而,生态系统的正向演替和逆向演替并非是同一路径的相反方向<sup>[10]</sup>,两个过程往往遵循不同的演替路径,导致生态恢复对应的生态阈值不同于引发生态退化的阈值<sup>[11-12]</sup>。突变性是生态阈值的典型特征,它代表当扰动或胁迫超过了一定的强度(数量)或持续时间,生态系统内部将发生迅速且剧烈的系统性变化<sup>[5,13]</sup>。

在突破退化阈值之前,生态系统可通过适应性循环(Adaptive cycle)自然恢复到近扰动前水平,其恢复力也可实现重组与再生<sup>[14]</sup>。如何利用受损生态系统的自恢复力就成为实现最有效稳态转换的关键?然而,现有研究对受损生态系统的自恢复力边界缺乏量化标准,难以指导已退化系统的主动修复。适应性循环理论进一步揭示了阈值跨越的动态机制,其将生态系统演化分解为“增长( $r$ )-守恒( $K$ )-释放( $\Omega$ )-重组( $\alpha$ )”四阶段循环<sup>[8]</sup>。其中恢复力体现为系统吸收扰动并维持核心功能的能力阈值<sup>[15]</sup>。以草原退化为例,放牧压力突破承载力阈值( $K$ - $\Omega$ 阶段)将引发系统迅速崩溃至低稳态( $\alpha$ 阶段),此时仅靠自然恢复难以跨越重组阈值( $\alpha$ - $r$

阶段),必须通过人工介入重建生态位<sup>[16]</sup>。

尽管国际上的“基于自然的解决方案(Nature-based solution, Nbs)”和国内的“自然恢复为主、人工修复为辅”理念均强调利用系统自恢复力<sup>[17]</sup>,但对严重退化系统而言,被动式恢复不经意就陷入低稳态陷阱,必须对生态修复实施主动式干预。主动式干预的基本逻辑是:识别低级生态群落稳态存在的问题,采取适度的人工投入(地形重塑、植被重建、生物重构)打破低级生态群落稳态<sup>[18]</sup>,激发低级生态系统的自恢复力,再慢慢由其自恢复力驱动正向演替。这一过程中生态阈值对应着人工修复和自然恢复的边界,既是人工修复的终点,也是自然恢复的起点<sup>[19]</sup>。为此,本文从生态阈值视角重新理解山水林田湖草沙一体化修复与系统治理,旨在解决以下关键问题:(1)构建基于生态阈值的国土空间生态修复行动框架;(2)探索生态阈值作为主动式干预的指示在国土空间生态修复中的适用性及应用潜力,期望为山水林田湖草沙一体化修复与系统治理提供理论和技术方法,助推美丽中国建设。

## 1 生态阈值的科学指示及对生态修复的启示

生态阈值代表着生态系统非线性演替过程中,多个稳态之间的理论临界状态(图1)。生态系统在外部环境和内部组织的相互作用下常处于动态变化中。这种变化可能存在(非)线性和(非)连续性的差异化轨迹(图1),而非线性和非连续(迟滞)模式的演替轨迹往往触发阈值效应<sup>[12-13]</sup>,具体表现为:当扰动(如放牧、砍伐等人类活动和火灾、干旱等自然灾害)超过一定强度或持续一定时间后,原先的生态系统会在额外微小的扰动下短时间内发生剧烈的变化(如生物量和多样性锐减),然后维持在一个与原先不同的稳定状态(稳态转换)<sup>[13]</sup>。不同尺度的控制实验证实了生态阈值和多稳态理论的存在,包括在以浮游生物和细菌等微生物为对象的微宇宙尺度<sup>[20]</sup>、以整个湖泊作为对象的中宇宙尺度<sup>[21]</sup>、以及各类生态系统的不同尺度控制实验和野外观测<sup>[22-23]</sup>。多稳态转换存在于多种生态系统类型中,如热带森林-稀树草原、干旱半干旱区典型草原-荒漠草原、草型清水湖泊-藻型浊水湖泊等状态之间的转换<sup>[5]</sup>。多稳态理论阐述了具有迟滞特征的生态系统演替路径(图1),而生态阈值被理解为生态系统多个稳态之间的断点<sup>[19,24]</sup>,是生态系统退化或者恢复过程中必须跨越的边界。

生态阈值揭示了生态系统非线性演替轨迹,以及跨越生态阈值前后生态系统的巨大差异。生态阈值所表征的生态演替突变性(不连续演替)<sup>[24-25]</sup>,强调了探索关键扰动因子/响应因子作为生态系统退化预警指示器的重要性;而其具有的迟滞特征则揭示了生态退化过程的不可逆性,即生态退化和生态恢复遵循不同的演替轨迹<sup>[26]</sup>。因此,生态恢复目标状态的设定不同于预防生态退化的目标状态,如即便将环境条件(如放牧强度)改善到原先状态,严重退化草地生态群落结构也难以恢复到退化前状态。对于退化生态系统的修复计划而言,生态阈值的存在明确提高了不行动成本/代价的预期水平,并揭示了不同阶段采取行动的显著成本差异。尤其是当生态系统逆向演替(如草地荒漠化)完成后,往往需要付出巨大的人工投入和极长的周期才能恢复到原先状态,强调了及早介入退化生态系统的重要性。对生态修复实践而言,生态阈值既决定了人工恢复目标的设定,也决定了生态修复措施方案的制定。关键响应因子的选择及其对于生态系统状态的表征是判断生态系统是否跨越生态阈值,达到能够自然恢复状态的基础;而探索能够触发阈值效应的生态改良措施(关键扰动因子)及组合配置则有助于降低生态修复成本和潜在生态风险。

## 2 生态阈值融入国土空间生态修复行动框架

目前,全球社会-生态系统关系趋向紧张,生态保护和修复资金不足普遍存在<sup>[27]</sup>。无论是Nbs还是“自然恢复为主、人工修复为辅”都是出于综合考虑技术方案和经济财政可行性的理念,代表着成本约束下的最佳生态-社会效益方法。在“以人为本”和“以人民为中心”的理念前提下,增强人类福祉是国土空间生态修复的根本目标<sup>[28]</sup>。尽快有效控制生态灾害和潜在风险,逐步提升生态系统功能和服务供给,并尽量降低生态修复的经济成本以减少对其他福祉支出的挤压,这是国土空间生态修复目标实现的根本要求。而融入生态阈值的

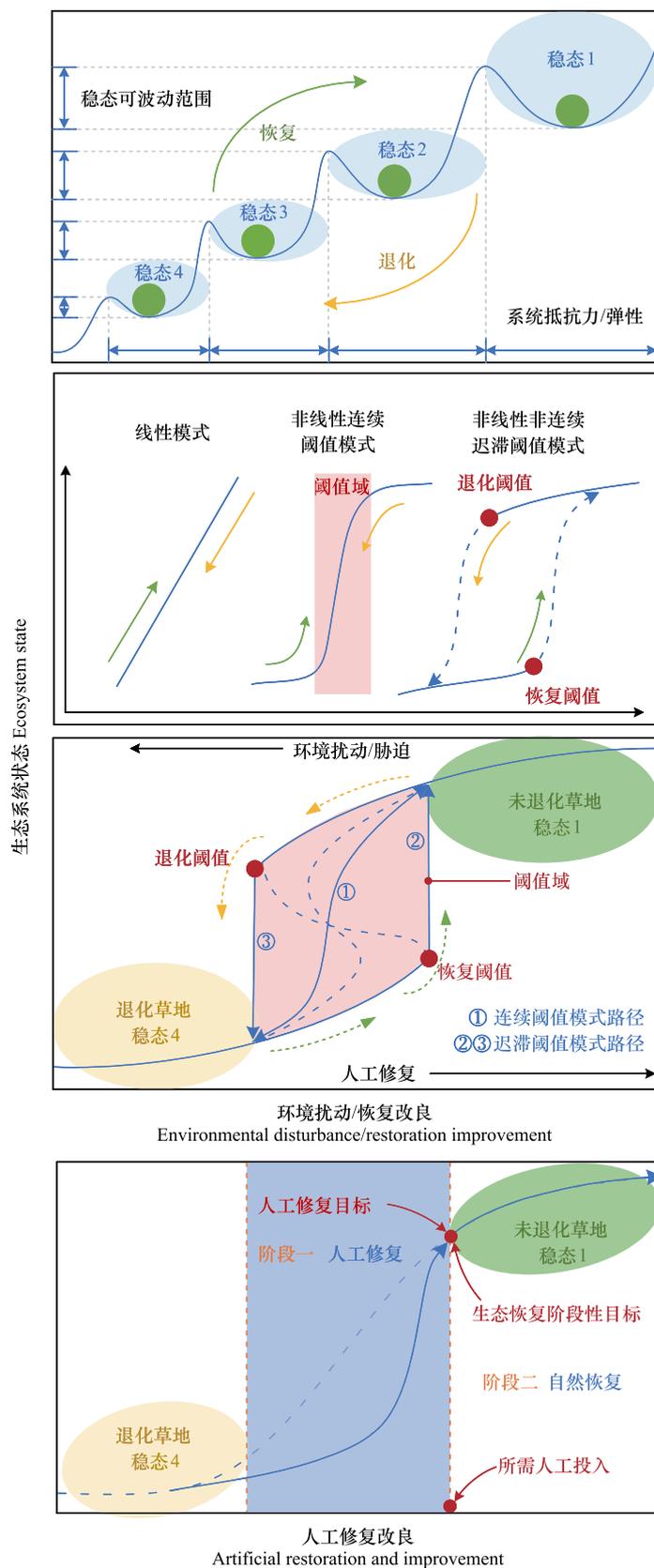


图 1 生态阈值对生态修复的指示作用

Fig.1 Indicative role of ecological thresholds in ecological restoration

由到至下,上一:生态系统不同稳态下弹性跃迁;上二:生态系统不同的演替模式;上三:生态阈值介导下生态系统正向与逆向演替路径;下一:生态阈值与人工修复的逻辑关系

修复思路旨在通过最少的人工投入达到生态恢复目标,其基本逻辑与现行主流生态恢复思想高度一致。融入生态阈值的生态修复行动,既明确了修复目标,又耦合了技术方法与成本控制。因此,应将生态阈值融入到生态修复的底层逻辑中,探索基于生态阈值的生态修复技术与方法,并深度融入生态系统管理中(图 2)。

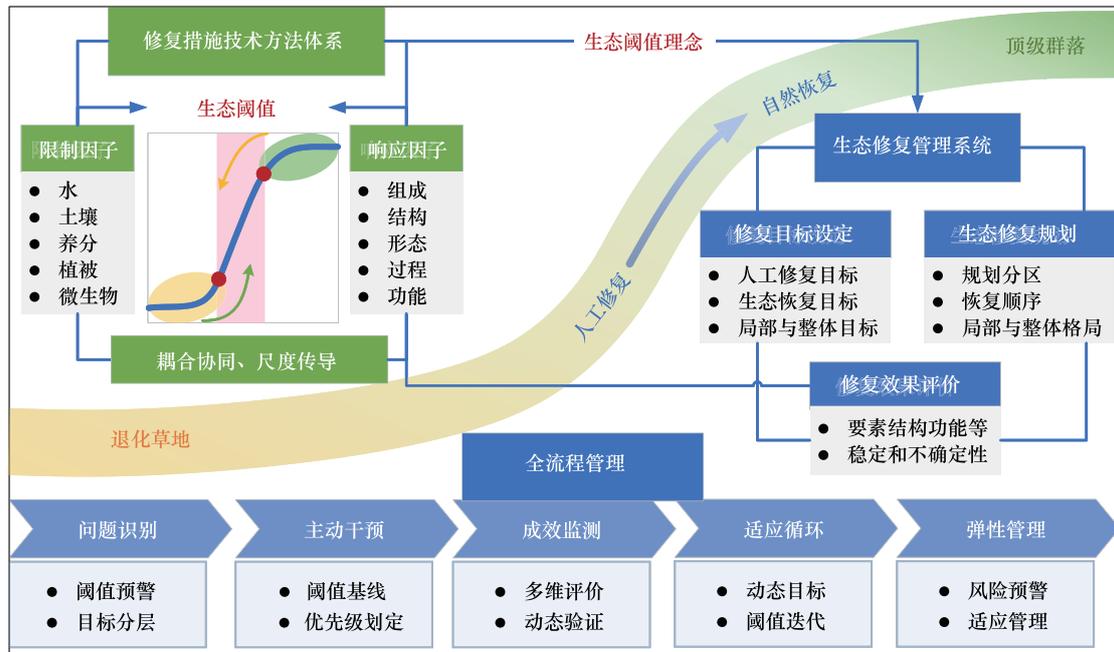


图 2 生态阈值融入国土空间生态修复

Fig.2 Integration of ecological thresholds into territorial ecological restoration

## 2.1 融合生态阈值的国土空间生态修复技术体系

在“山水林田湖草沙”生命共同体理念下,融合生态阈值的国土空间生态修复需要建立在全域全要素协同耦合的基础上。在全域层面,强调自然生态系统的远程耦合与阈值传导,以及自然-社会系统的阈值耦合。北方农牧交错带治理、黄土高原水土流失治理和东部陆海协同治理等,均需要考虑流域和区域的跨界协同。基于不同空间界面(上游-下游、耕地-草地、陆域-海域)的自然-社会生态系统过程,明确跨尺度的阈值协同耦合关系,构建全域阈值互馈网络模型,进而在全域尺度上制定生态治理目标的局部要求。在流域尺度上,如黄土高原水土流失和生态治理工程通过水沙通量监测(流域尺度)-植被指数梯度分析(景观尺度)-土壤属性空间插值(斑块尺度)传导链,基于层级建模法建立多尺度阈值关联模型,实现流域尺度阈值约束(如输沙量)向斑块尺度措施强度(如草方格密度)的定量转化。同时设定对应的动态平衡调节机制,如在流域尺度(黑河流域)以宏观生态指标(如 NDVI)设置阈值缓冲带;区域尺度(鄂尔多斯草原)以区域台站监测指标(土壤含水率)建立阈值预警-响应系统(灌溉触发阈值);局部尺度(毛乌素沙地治理区)以立地观测指标(植被盖度)变化率作为恢复措施调整依据。更复杂的跨尺度自然-社会远程耦合系统中,如在国家尺度的三北工程,构建载畜量阈值-草地覆盖度阈值-土壤含水量阈值(北部草原局地尺度)-耕草比阈值(区域农牧交错带自然-社会系统)-防护林安全阈值-沙尘暴发生阈值(区域尺度),模拟全域阈值传导路径,构建跨界跨系统生态阈值链。

在局部层面,基于生态阈值的生态修复更强调全要素协同调控。通过构建“地貌-水文-土壤-生物-人文”多维要素阈值反馈网络模型,精准识别多要素互作网络中的关键阈值组合,激发系统自组织能力。基于生态阈值的局部生态修复思路如下:针对当前生态系统的本底条件,通过构建/投入恰好能够推动生态系统正向跃迁的资源(地形、土壤、生物、水、肥等),激发生态系统的正反馈,突破低级生态系统正向演替的门槛。例如浑善达克沙地修复工程中,其多要素协同调控流程包括:(1)梯度控制实验:设置坡度梯度带,测定不同盖度沙蒿群落的临界侵蚀风速;(2)阈值组合优化:通过响应曲面法确定最优措施组合:草方格覆盖率+土壤结皮厚

度+植被盖度年增幅;(3)动态反馈调节:通过阈值自适应算法,建立月度遥感反演-季度地面验证-年度方案调整的闭环系统。

锚定关键限制因子是利用生态阈值效应快速恢复的首要任务。通过对退化地区开展生态环境综合调查,确定区域主要胁迫因素,进而开展小规模的梯度控制实验,通过滑动  $t$  检验、Mann-Kendall 检验、分段函数模型、阶跃函数模型等方法,即可为生态恢复计划提供可靠参数和预期效果<sup>[25]</sup>。退化生态系统往往存在多重限制,生态恢复往往需要采取综合性措施来解决可能同时存在的地形限制、土壤基底限制、养分限制、水分限制、植物繁殖体限制和土壤微生物限制等。然而,由于生态要素互作网络和生态系统正循环的存在,针对同一限制要素(如水),往往也存在多种改良措施可以选择(如灌溉、草方格、土壤保水剂、生物结皮、耐旱植物等);针对多种限制要素,单一措施的高投入也可能显示出有效性。但是,采用单一措施改良多限制生态系统可能存在边际效益递减的情况,如过度灌溉抑制菌根网络发育。因此,应根据多要素交互效应,探明非线性协同和拮抗规避作用,探索多因素的阈值组合更符合代表高边际效益的阈值理论原则。在进一步制定具体改良措施的实施过程过程中,阈值思想也可用于指导实施方案优化选择,如肥型选择、肥料配比、灌溉时间节点、干湿交替周期、耐旱植被密度和配置组合等。

## 2.2 融合生态阈值的国土空间生态修复全流程管理

### 2.2.1 问题识别——生态阈值预警和目标分层

精准识别需要开展人工修复的生态退化区,并确定其恢复目标,是国土空间生态修复的重要前提。生态系统的非线性演替轨迹体现了生态阈值在生态系统退化进程中的关键节点作用。首先,根据区域生态系统状况和立地条件(如顶级群落特征、NPP 基线值),选取关键生态指标(如植被覆盖度、地表风蚀模数、放牧/害虫密度、水体营养盐含量等),构建“退化-恢复双阈值梯度”评估模型,识别不同区域所处状态动态,标定不同区域的退化阈值基线和自然恢复阈值基线。如通过遥感反演(如 SIF 水分胁迫指数)与地面传感器网络,构建“阈值-过程-格局”耦合模型<sup>[29]</sup>,动态标定不同气候区的退化阈值基线(如黄土高原半干旱区植被盖度阈值约为 35%<sup>[30]</sup>)和恢复阈值基线(生态系统重新启动自然恢复所需的最低条件)。其次,按照生态系统状况与退化-恢复阈值的阶段差距,判定生态风险等级。如将退化初期的区域划定为可逆干预区(当前值>恢复阈值),接近退化阈值的区域划定为临界预警区,突破退化阈值的划定为灾变治理区(当前值<恢复阈值)。然后,确定并量化合理的生态恢复目标。通过人工干预助推系统跨越恢复阈值,将生态系统快速改善到“能够自然恢复到理想状态”的中间状态是人工修复的最终目标,也是整体生态恢复的阶段性目标。具体而言,最终理想状态应该是接近于该环境条件下的顶级群落状态;而阶段性状态是超过恢复阈值,能够维持相关生态功能(防风固沙、水土保持、养分循环等),遏制进一步退化和生态灾害,且在撤除人工维持系统后能够稳定向近顶级群落演替的中间状态(人工干预退出阈值)。

### 2.2.2 主动干预——阈值导向的韧性修复规划

制定基于退化阶段和阈值基线的适应性应对方案和整体规划是国土空间生态修复的首要任务。阈值导向的主动干预主要体现在人工修复的优先级决策与干预策略和生态网络协同修复逻辑。资金限制导致难以同时在全部退化区域开展生态修复,合理划分生态恢复分区并规划修复顺序是现实面临的管理问题。首先,构建资金约束条件下的“边际效益-风险紧迫性”决策矩阵:

$$P = (\Delta E / \Delta C) / R$$

式中, $\Delta E / \Delta C$  为单位成本的生态增益,如  $\Delta NPP / \Delta$  成本; $R$  为风险扩散系数,如沙尘暴发生概率。据此形成优先级动态决策,如临界预警区(预防阈值突破)>可逆干预区(低成本增效)>灾变治理区(风险兜底)的干预优先级顺序。临界预警区生态系统易因微小扰动而在短期内发生系统性退化,优先修复临界预警区将避免大量潜在损失和危害,具有最高的边际综合效益。一般可采用微地形改造+种子补播诱导等轻量化工程,避免突破退化阈值。其次,应充分重视退化初期的生态系统,可逆干预区退化系统仍有一定程度的自组织和抵抗力,只需要较少的人工投入即能快速达到恢复目标,具有最低的实施门槛。一般可通过土壤改良剂+乡土种定植

加速自然恢复。最后,对于已经越过退化阈值的灾变治理区,则需要构建人工-自然耦合系统,如结合沙障等工程措施,通过土壤基质重构与先锋群落构建,重建生态韧性基底。

此外,对于大尺度的生态恢复目标,局部生态恢复效果(局部阈值)与全局生态安全(全局阈值)的关系值得关注。大尺度修复需评估生态网络连通性,如确保生态廊道宽度大于物种扩散阈值,如华北风沙区灌木廊道临界宽度、典型草原区生物迁徙生态廊道宽度等。生态修复规划的保护区面积、生态廊道、生态节点、生态网络等需要在达到局部恢复目标的同时保证全局生态保护的有效性。

### 2.2.3 成效监测——阈值达标的动态验证

基于生态阈值的生态修复目标,强调人工修复后生态系统的结构功能和稳定性,以及后续自然恢复的能力。选择合适的生态指示因子是量化生态修复目标和衡量生态恢复效果的重要基础,而生态系统的状态表征是复杂的,需要在组成、结构、形态、过程和功能多个层面反映<sup>[31]</sup>。可以通过建立“结构-功能-过程-自主性”四维评价体系(表1),针对生态修复的目标状态,短期内具体可通过生态系统内部群落结构(物种多样性)、空间形态(盖度、密度等)和生态要素组合特征(土壤含水率、养分状态、植被生物量等)综合判断;长期则可通过对上述指标的持续观测以及区域尺度的 NPP、NDVI、SIF、土壤呼吸熵等生态指数来验证其有效性和自然恢复情况。生态系统土壤-植被-微生物的各类指标与生态过程和功能之间的复杂关系需要在不同空间范围和尺度上开展研究,来提高生态系统状态表征的准确性以及局部适用性,这是量化阈值的关键。

表 1 多维度阈值检测指标

Table 1 Multi-dimensional detection indicators for ecological thresholds

维度 Dimensional	短期验证(1—3年) Short-term verification (1—3 years)	长期阈值(>5年) Long-term thresholds (>5 years)
结构稳定性 Structural stability	植被盖度≥阈值基线 80%; 植被盖度恢复至阈值基线±10%	群落演替方向与顶级群落相似度≥90%; 优势种组成与自然群落相似度≥85%
功能韧性 Functional resilience	土壤侵蚀模数≤容许值	NPP 波动幅度≤自然生态系统 10%; NPP 年际波动率≤自然群落 15%
过程持续性 Process persistence	土壤呼吸熵指数≥自然值 70%; 凋落物现存量≤自然群落 120%	碳氮磷化学计量比趋近自然值±15%; 凋落物分解率趋近自然值±10%
恢复自主性 Restoration autonomy	人工维护成本年递减率≥15%; 围栏封育面积年缩减率≥20%	土壤微生物熵指数趋近自然值±5%; 土壤微生物量碳趋近自然值±10%

表中阈值量化基线是基于工程实践和《生态恢复实践的国际原则与标准》(第二版,2019)所设示例参考,并非准确通用标准,具体生态修复工程应基于本地参考生态系统,并考虑环境变化,适应性设定明确的目标和可测量的指标进行评估和管理

### 2.2.4 适应循环——目标阈值动态迭代

生态系统的动态性决定了生态恢复需要动态管理。首先,需要构建阈值动态重校准机制,以应对生态恢复、长期气候环境变化等系统内外部因素的影响。基于“监测-学习-适应”循环,构建阈值动态更新规则,在恢复偏离预期等方面设定触发条件,然后采用滑动窗口统计(如 20 年气候态窗口滚动计算)等方法定期更新阈值基线。例如,在喀斯特生态修复项目中,当监测到土壤微生物量碳恢复至自然值 90% 以上时,监测周期可从 5 年缩短至 2 年;在黄土高原退耕还林工程中,基于 20 年植被 NPP 与降水监测数据关联分析,当区域降水连续 5 年低于 350mm 时,可通过滑动窗口模型(如窗口宽度=10 年)等方法将恢复阈值按照量化关系动态下调。其次,需要设置缓冲阈值带与弹性管控措施,采用“刚性阈值-弹性缓冲带”双轨管控工具组合,在保证安全底线(刚性阈值)的前提下,设置缓冲阈值带(如顶级群落特征值的±15%区间),允许系统在内部自组织等过程中适度波动,避免过度刚性管控。以三江源草地修复为例,设定植被盖度 35% 为退化底线(刚性阈值),同时设置±10%缓冲带(对应 NDVI 0.25—0.31 区间),允许系统在年际降水波动±20%范围内自适应调整。另外,恢复阈值具有时空异质性,基于阈值的生态修复需遵循“诊断-干预-监测-适应”循环框架<sup>[32]</sup>,动态调整干预强度与时机,匹配系统所处的适应性循环阶段。例如,在重组期(α 阶段)优先重建生态网络连通性,而在增长期(γ 阶段)则侧重提升功能多样性以增强系统抗性阈值<sup>[33]</sup>。

### 2.2.5 弹性管理——风险预警与适应管理

短期恢复效果的长期不确定性,以及气候等其他环境条件造成的不确定性也是基于阈值理论的生态修复方案需要重点关注和解决的问题,需要纳入管理过程。针对气候变化与人类活动的双重不确定性,可建立风险预警-适应性决策应对框架。首先,可以采用贝叶斯网络模型等,量化气候等立地条件的波动影响,耦合恢复情景、扰动强度和气候波动:

$$P(S_t | V_{t-1}, C_t) = \frac{P(C_t | S_t)P(V_{t-1} | S_t)P(S_t)}{P(C_t)P(V_{t-1})}$$

式中, $S$ 为恢复情景,如恢复目标; $V$ 为扰动因素,如放牧强度; $C$ 为不确定因素,如降水波动。通过蒙特卡洛模拟输出不同情景下的阈值达标概率,输出风险预警置信区间,支持风险自适应管理。然后,据此构建预警等级及其对应的适应性决策方案,如设定阈值漂移概率超过40%时触发黄色预警,启动修复方案优化,如适当放宽缓冲阈值带范围(顶级群落特征值的 $\pm 15\%$ 区间调整为 $\pm 20\%$ );超过65%则触发红色预警,启用应急管理方案,如在毛乌素沙地修复中,自动将灌木栽植密度从3000株/hm<sup>2</sup>下调至2200株/hm<sup>2</sup>,以提高成活率。最后,通过强化学习等算法优化空间修复顺序决策模型,动态调整修复优先区,建立“监测数据-阈值校验-方案更新”闭环。如突遇干旱年时,自动暂停荒漠草原修复,集中资源保障临界区,提高资源调配效率。如2022年长江流域干旱事件中,系统自动暂停鄱阳湖湿地修复,将主要资源转用于中亚热带常绿阔叶林临界区保护,使关键生态系统服务损失降到最低。

## 3 生态阈值融入国土空间生态修复工程实践

针对不同程度的生态退化和潜在的生态风险问题,预防式生态保护和主动式生态修复在作用原理上具有相似性<sup>[34-36]</sup>。从作用对象和途径来看,可以分为作用于:外部干扰、内部要素以及相互作用过程。但由于跨越生态阈值(退化阈值)可能带来灾难性后果<sup>[13]</sup>,生态阈值理论自提出以来就重点关注生态系统的退化问题,并在预防生态系统退化的管理实践中得到广泛探索,而在主动式生态修复领域的应用相对较少<sup>[4]</sup>。

### 3.1 预防式国土空间生态保护

目前,生态阈值相关研究的主流叙事逻辑是被动式的生态保护或预防生态退化,即预防外界干扰压力/胁迫致使关键生态因子越过(退化)生态阈值后将会导致的生态系统迅速退化<sup>[4,7]</sup>。研究和实践旨在构建一个生态系统管理的安全边界,主要关注的问题包括扰动/胁迫因子、生态指示因子(响应因子)、响应模式、阈值识别以及响应机制,随之产生了一系列阈值分类<sup>[4]</sup>。其中,针对扰动/胁迫因子,可以分为自身要素、气候变化、生源要素、人类活动和多源要素等胁迫阈值。响应层面的生态阈值则侧重关注能够表征生态系统状态变化的关键指示因子,如维持生态系统结构(物种组成和分布、栖息地面积)、物种多样性和生态功能层面的阈值<sup>[4,34]</sup>。在预防生态退化的管理实践中,主要措施依赖于降低外部干扰强度,将生态系统波动控制在弹性范围内,相关研究和实践覆盖了森林、草地、湖泊、河流、湿地等多个生态系统类型(表2)<sup>[37]</sup>,如设定砍伐强度、放牧强度、捕捞强度和营养盐排放等指标标准,预防生态系统发生不可逆退化(稳态转换)。

不同生态系统类型的关键生态阈值类型有所差异,陆地生态系统侧重于防范水土流失和植被退化,水域生态系统侧重于预防富营养化、毒性污染物和承载力突破,生物多样性保护是二者共同关注的问题。预防式生态保护阈值主要聚焦于人类活动直接或间接产生的生态压力所引发的潜在生态风险。本质上,能够通过被动式生态保护(降低干扰以自然恢复为主)维持稳态的生态系统仍未越过退化阈值。因此,上述通过观测和试验所得量化阈值多属于退化阈值,对已退化的低稳态生态系统恢复过程多不适用。

### 3.2 主动式国土空间生态修复

针对已退化且难以自然恢复的生态系统,国内外也开展了诸多主动式生态修复的实践尝试,但很少以生态阈值理论为主导。目前,采用工程物理措施、化学物质调控措施以及生物调控措施等针对生态系统生物和非生物要素的改良措施(图3),在探索人工修复有效性及其作用机制方面不断深入<sup>[35]</sup>。然而,生态阈值理论

和多稳态理论的作用隐含在这些实践中,但缺乏针对性的应用。

表 2 不同生态系统中的重要生态阈值

Table 2 Important ecological thresholds in different ecosystems

生态系统类型 Ecosystem type	生态指标 Ecological indicator	阈值效应 Threshold effect	量化阈值 Quantification threshold
草地 Grassland	载畜量	超过阈值的放牧强度会导致地上生物量和土壤繁殖体难以恢复	170—340 羊单位 $d \text{ hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ (内蒙古典型草原) <sup>[38]</sup>
	植被覆盖度	超过阈值的植被覆盖度能有效抵消土壤侵蚀和沙化	覆盖度 > 50% (黄河源区高寒草地) <sup>[39]</sup>
	土壤结构	土壤大小粒径团聚体比例低于阈值,土壤水肥流失,植被生长受限	粒径 > 5mm 团聚体含量减少 48.59% (甘肃高寒草甸) <sup>[40]</sup>
森林 Forest	坡度	坡度超过阈值,水土流失易发,植被退化严重	坡度 $\geq 25^\circ$ (长白山) <sup>[41]</sup>
	面积	原生栖息地面积低于阈值引发物种种群不能维持生存繁衍	8 $\text{hm}^2$ 长叶森林景观(美国北卡罗莱纳州) <sup>[42]</sup>
	虫害	害虫数量超过阈值易引发林木枯梢	4.8 个羽化孔(宁夏防护林) <sup>[43]</sup>
河流湖泊 Rivers & lakes	水质	营养盐超过阈值导致藻类群落结构发生显著变化	磷含量 0.17—3.00 $\text{mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (白洋淀) <sup>[44]</sup>
	流量	水量低于阈值导致下游泥沙淤积致灾风险显著增加	流量 4000 $\text{m}^3/\text{s}$ (黄河孙口平滩) <sup>[45]</sup>
	生物量	捕捞强度超过阈值导致鱼类种群功能丧失	大黄鱼捕捞渔具最小网目尺寸 > 250mm (福建) <sup>[46]</sup>
湿地 Wetland	盐度	土壤和水体盐度超过阈值,特定湿地植物不能生存	翅碱蓬生长盐度 8.97—16.48 $\text{g/kg}$ (黄河三角洲) <sup>[47]</sup>
	水量	水深低于阈值,湿地向草甸转换,无法维持湿地生态功能	水位低于 10 m (鄱阳湖) <sup>[48]</sup>
海洋 Ocean	污染物	原油等污染物超过阈值导致海洋生物死亡风险显著增加	原油污染物急性和慢性海水质量基准阈值 0.06 $\text{mg/L}$ 和 0.012 $\text{mg/L}$ (北部湾涠洲岛) <sup>[49]</sup>
	温度	温度高于阈值对珊瑚礁生态系统产生高温胁迫	珊瑚热白化最大周平均海表温度 31.6 $^\circ\text{C}$ (南海) <sup>[50]</sup>



图 3 主动式国土空间生态修复方法体系及作用机制

Fig.3 Methodological framework and operational mechanisms of proactive territorial ecological restoration

以干旱半干旱区典型草地生态系统为例,在面临过度放牧、刈割、采矿、干旱、风蚀、水蚀等多因素胁迫情境下,草地常表现出趋势性退化;在环境胁迫较大的局部地区,常发生系统性退化(沙漠化/荒漠化)<sup>[34]</sup>。与典型草地相比,沙化草地的土壤结构、养分状况、植被和土壤微生物群落结构均呈现退化特征,进而导致水土保持、防风固沙、维持生物多样性和气候调节等生态系统功能显著降低。针对各要素的生态改良措施均在一定程度上体现出有效性<sup>[35]</sup>:(1)工程物理措施:如翻耕、草方格沙障和地形重塑,通过降低风蚀、增加生物炭和

持水能力,提高植物定植和存活能力;(2)化学物质调控措施:如施肥、固沙剂和炭基保水剂,通过改变土壤结构和肥力,改善保水和养分固持能力,提高植被生存条件;(3)生物调控措施:如补播、种植沙生植物和施用微生物菌剂,通过改变生物要素组成和结构,提高植物和微生物群落抗逆性,进而逐步改善环境条件。这些方法均是作用于生态系统外部干扰、内部要素以及相互作用过程,通过改善一个(或多个)关键生态因子(土壤/植被/微生物)改变原先的正反馈进程,打破维持或继续退化的趋势或稳态。这些有效的实践尝试实际上都隐含了关键生态因子跨越生态恢复阈值的过程,符合基于生态阈值的低稳态转换轨迹特征。

#### 4 生态阈值视角下生态恢复主动干预技术及其潜力

以草地生态系统作典型系统,探讨生态修复过程中的阈值效应。过度放牧和刈割等是造成草地退化的主要原因,退化草地在土壤结构、水分条件、养分条件、植物繁殖体库(种子库和芽库)和土壤微生物等方面可能存在限制,一般退化程度越严重,限制因素越多,限制程度越高<sup>[34]</sup>。退化前期,草地生物量减少,植被覆盖度降低,植被群落趋于简单;随着胁迫压力持续,土壤结构产生变化,植被减少进一步导致土壤水分和持水能力下降,风蚀压力加剧,表层土壤逐渐沙化;然后,进一步沙化导致土壤养分流失,土壤微生物群落随之失衡;最终,形成稳定的荒漠草原,甚至崩溃为沙漠(图4)。重点探讨不能自然恢复或需要漫长时间的退化草地,针对限制性因素的改良措施是推动这类退化草地生态恢复的直接手段<sup>[35]</sup>。

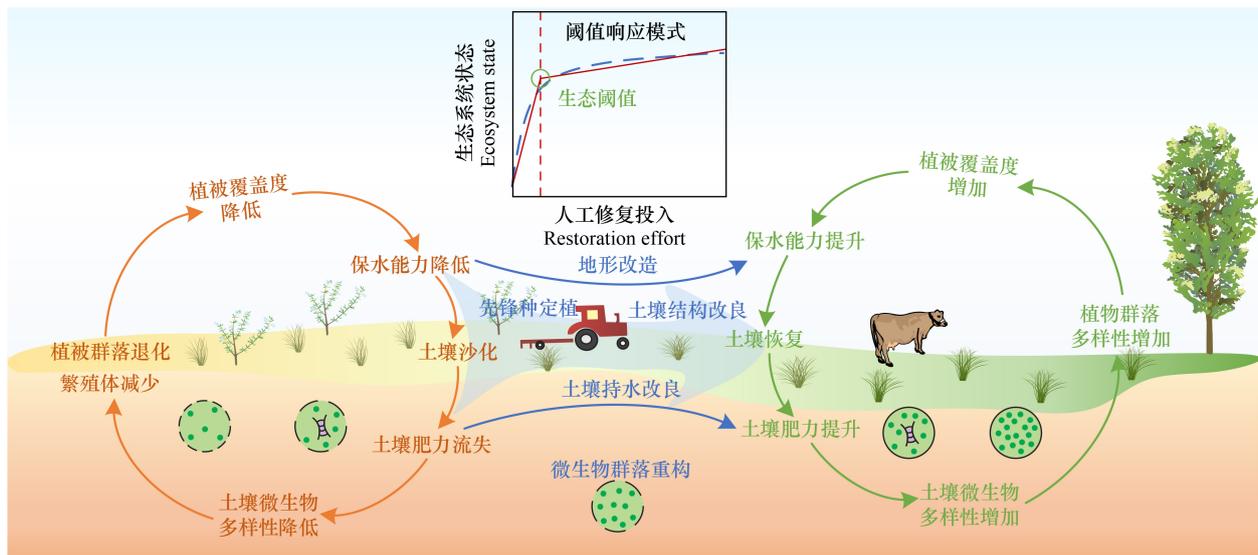


图4 融合阈值效应的主动干预有效打破退化系统的低稳态循环

Fig.4 Proactive intervention integrating threshold effects effectively breaks low-stability cycles in degraded ecosystem

##### 4.1 施氮驱动的退化草地生态恢复阈值效应

养分限制既是生态系统退化的结果,也是退化系统难以自然恢复的重要限制之一,因此土壤肥力改良成为生态恢复工程中必不可少的措施。本文以施氮改良为例,进一步验证恢复阈值及其有效性。基于全球范围内81项退化草地施肥和草地恢复试验,通过处理-响应梯度实验数据来直观表征施氮对植被引发的生态阈值效应(图5)。以氮肥施用量为自变量,植被生物量/生产力作为因变量,结合数据整合分析和Meta分析共同验证阈值效应。其中,数据整合分析采用Z-score方法对数据进行标准化处理,使用分段函数对所有标准化后的观测和试验数据进行阈值识别,结合显著性水平、拟合度和广义加性模型(GAM)模型对阈值进行综合检验。基于分层随机效应模型进行Meta分析,采用对数响应比(LnRR)作为效应值指标,更好地反映植物生产力的变化率。采用漏斗图和失安全系数综合判断通过发表偏爱性检验。

结果表明,植物生产力响应呈现阶段性特征,低氮能够触发植物生产力出现阈值效应。在达到施氮阈值

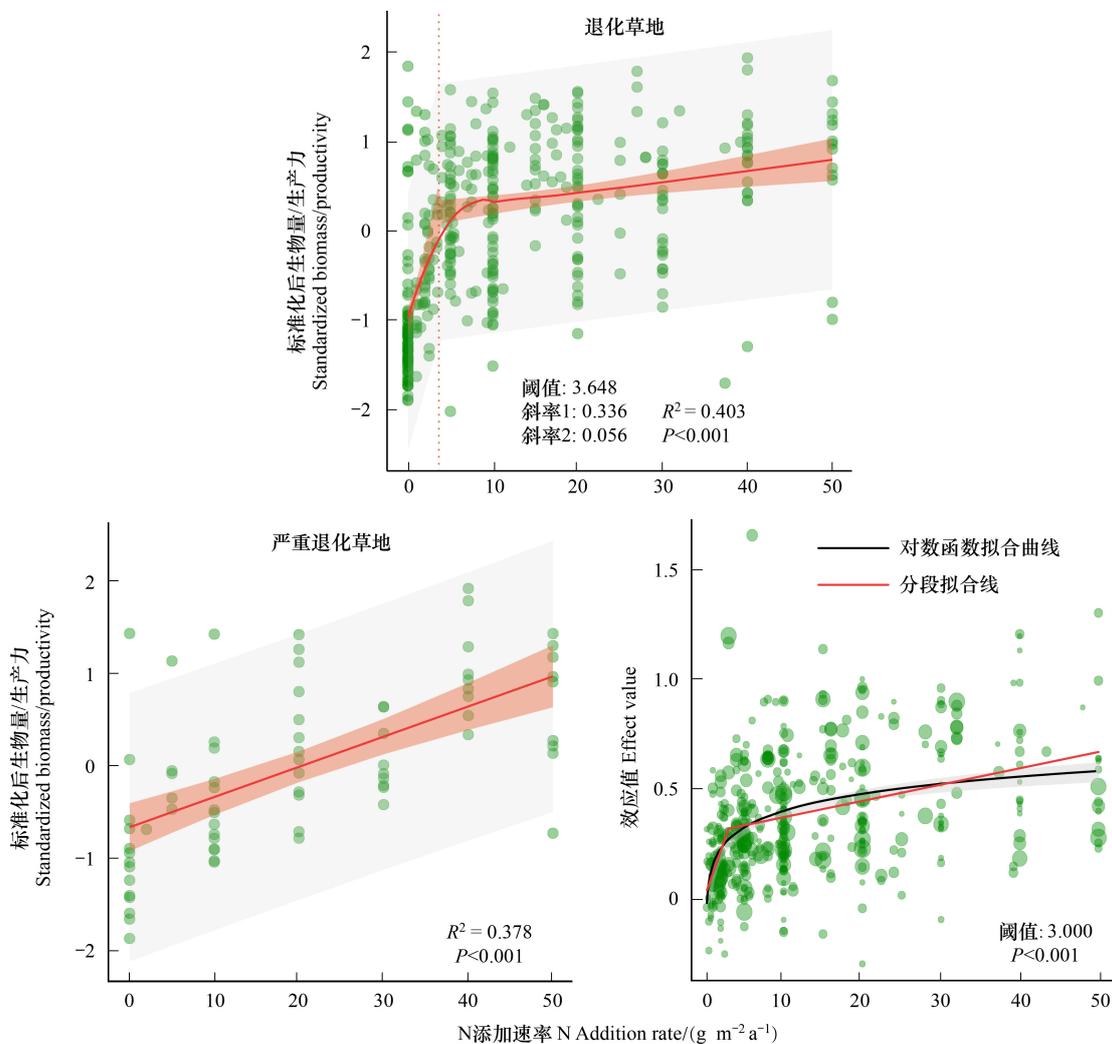


图5 基于数据整合分析和 Meta 分析的退化草地生态系统植物生产力对施氮的阈值响应模式验证

Fig.5 Verification of the threshold response pattern of plant productivity to nitrogen application in degraded grassland ecosystems based on data integration analysis and meta-analysis

上:退化草地( $n=81$ )数据整合阈值分析;左下:严重退化草地( $n=14$ )数据整合分析;右下:基于分层随机模型的 Meta 分析;红色阴影和灰色阴影分别代表分段函数模型的 95%置信区间和 95%预测区间

前,植物生产力随施氮量呈对数增长趋势。当施氮量超过该阈值后,氮有效性对植物生产力的促进效应显著降低,趋近于缓慢的线性增长。这分别能代表施肥正向效应的两个阶段:0-激发阈值(阶段 I, 高效促进);激发阈值到饱和点(阶段 II;促进,但效率逐渐降低,直到饱和点,降为 0)。而严重退化的草地生态系统,没有观测到显著的阈值效应。Meta 分析结果同样显示,氮添加对植物生产力具有显著的正向影响,而且二者同样呈现出阈值响应关系。植被生产力恢复是退化生态系统恢复的重要表征和目的,施氮阈值指示了其他改良措施激发生态阈值效应的潜在可能。结合植物养分效率曲线理论,针对养分胁迫的条件改善一般都具有较高的边际效应,这揭示了生态阈值高效性的基本原理和适用条件。

不同退化状态的生态系统所面临的关键胁迫存在差异,其对应的生态恢复阈值和生态修复措施也应有所不同。基于阈值效应的生态改良能够在短期低成本条件下让生态系统跃迁到更高的状态,而针对多限制因子的改良措施组合则有望将退化生态系统高效助推至能够自行恢复的阶段。对于尚未完全越过退化阈值的草地(可逆干预区和临界预警区),针对性的低扰动恢复措施(施肥、补播、灌溉等)往往就能够体现出有效性

(图 5),这主要是由于施氮等改良措施在正反馈循环下产生的系统性影响,植被、土壤和土壤微生物会随关键胁迫因子的改善而整体提升,包括土壤结构、肥力、微生物群落多样性等<sup>[51]</sup>。更多野外实验和 Meta 分析也从不同尺度验证了其他限制性因子(如水、磷等)同样可能触发生态阈值效应,引发植被的快速恢复。基于生态恢复阈值的修复措施能够维持较高的边际效益,且其目标投入低于实践管理中常用的饱和标准,因此以生态阈值指导这类退化系统恢复具有较高经济性。而对于严重退化草地(灾变治理区),单一施氮措施的大量投入也难以触发生态阈值效应(图 5),这主要是由沙化土壤难以固持养分、土壤含水量过低、繁殖体库缺乏等多重原因造成的。单一低扰动改良措施难以激发出退化系统的正反馈循环,往往造成恢复效率低、成本高、生态风险高等问题。因此,需要合理配置恢复措施组合强力干预已经越过退化阈值的严重退化草地,如结合草方格沙障、引入先锋种、土壤改良剂、微生物菌剂等多种措施,通过土壤基质重构与先锋群落构建,重建生态系统正循环基础。考虑到单一改良的边际效率衰减,多限制因素的低阈值组合能够更高效地驱动生态恢复,降低各项生态修复措施的人工投入、综合时间成本以及潜在生态风险造成的预期损失。

#### 4.2 主动式生态修复技术及应用潜力

针对上述土壤养分胁迫,在草地、人工林、荒漠等生态系统上开展的多项水肥控制试验验证了生态系统生产力对灌溉和碳氮磷养分输入的非线性响应,即在一定程度上缓解土壤水肥限制能够触发生态阈值效应。如在内蒙古荒漠草原的生物碳基肥施肥试验中,土壤有机碳(提高 42%)、速效磷、全磷、全氮均全面提升,植物群落总密度和总盖度分别提高了 37% 和 55%,植被群落结构显著恢复<sup>[52]</sup>。在华北沙地油松人工林中,30kg/株的有机复合肥施用量能够系统改善土壤容重、田间持水量、孔隙度和有机质含量等<sup>[53]</sup>。

针对土壤结构沙化导致的土壤基本功能丧失,多种土壤改良剂被用于沙化土壤的改良试验,包括无机(膨润土、粉煤灰)/有机天然改良剂(纤维素、木质素、腐植酸)、人工合成改良剂(聚丙烯酰胺)、天然-合成共聚物改良剂(纤维素-丙烯酰胺)和生物改良剂(微生物菌剂、蚯蚓)等。多项试验研究表明,一定比例/含量的土壤改良剂能够显著改善土壤保水持肥功能。例如,3%的膨润土和芽孢杆菌混施能够显著降低土壤速效钾淋失量(46%),增强沙地土壤水分(56%—87%)的蓄持能力<sup>[54]</sup>。以漆酶-木素过氧化物酶处理制备的纤维素基有机合成类土壤改良剂在 1% 添加水平下,可使土壤大团聚体含量显著增加 6—14 倍,土壤饱和持水量增加 20%—60%<sup>[55]</sup>。

针对植物繁殖体库减少造成的恢复限制,引入适宜人工植被和补播是快速恢复优质植物群落的有效办法。例如,在黄土丘陵区退耕还林工程和露天煤矿排土场复垦中适应性采用沙棘、柠条、刺槐和油松混交林等抗逆性强的草灌人工植被能够显著增强土壤入渗过程和贮水能力,提高土壤孔隙度,改善土壤颗粒组成结构,增加有机质含量<sup>[56—57]</sup>。在毛乌素沙地开展的多物种免耕补播实验表明,补播一定数量的拂子茅、苜蓿、赖草和碱蓬等植物能够显著提升草地群落盖度、群落高度、地上和地下植物生物量、凋落物量、土壤含水量、有机碳、全氮、全磷等多项性质<sup>[58]</sup>。

针对土壤微生物限制导致的物质循环受阻,接种微生物菌剂能够促进植物养分吸收,缓解非生物胁迫。例如,在退化草地、人工林、农田、荒漠和露天煤矿排土场复垦区等生态系统中,接种微生物菌剂可显著提高共生植物获取养分和水分的能力,对于缓解植物氮磷限制和干旱限制具有重要作用<sup>[59—60]</sup>。在露天煤矿排土场复垦区接种 AMF 菌剂可提高植物抵抗低植被覆盖度导致的高温胁迫<sup>[61]</sup>。施加植物根际促生菌和固氮菌等能够提高弃耕地植被对沙化、干旱等退化条件的抗逆性,显著提高定植能力<sup>[62—63]</sup>。微生物与藻类、地衣等结合形成的生物结皮对于降低风蚀水蚀,促进土壤养分积累,改善西南石漠化和西北荒漠化地区植被定植环境也表现出有效性<sup>[64—65]</sup>。

针对系统外人为干扰的恢复措施,如适当刈割、休牧、间伐等对林草地恢复也会出现阈值效应<sup>[36]</sup>。如通过围封禁伐禁牧隔绝人类利用干扰,或者通过适度刈割间伐(中度扰动假说)刺激植被群落优化更新和生物量积累。此外,在生态系统管理的宏观层面,栖息地特征等生态指标对于管理和扰动强度的非线性响应模式也被认为是阈值效应的体现<sup>[66]</sup>,如滨海湿地水鸟类群对于栖息地植被盖度和到水面距离的阈值响应;东北豹

种群栖息地对于机动车辆等人为干扰的阈值响应<sup>[67]</sup>等。基于生态阈值效应的栖息地管理优化策略对于濒危野生动物多样性保护具有实践潜力。

退化生态系统恢复是复杂的动态过程,基于生态阈值效应的生态修复具有高效性的特征,通过对多个关键生态因子的精准改善使生态修复措施始终保持较高的边际效益,最低的投入成本和生态风险。生态阈值介导的生态修复主动干预技术的核心原理就是:通过配置针对关键限制因子的改良组合,耦合多因子精准改善迸发的阈值效应,进而高效驱动退化生态系统在短时间内进入能够自维持和自恢复的目标状态,降低生态修复的人工投入,缩短整个恢复周期。

## 5 结语

国土空间生态修复是生态文明建设的重要组成部分,是一项复杂的社会生态工程。融合生态阈值的生态恢复方案具有技术和经济可行性,代表着成本约束下的最佳生态-社会效益方法,是“自然恢复为主、人工修复为辅”理念和 Nbs 话语框架下的具象化。从理论贡献来看,生态阈值融入生态修复能够有效耦合修复目标、技术方法与成本控制,以最高的边际效益和最低的投入成本快速达成修复目标。从实践贡献来看,不同外部干扰、内部要素和相互作用过程显示生态阈值效应在主动式国土空间生态修复中具有高度的适用性和高效性。生态阈值展示了广泛的应用潜力,今后应全面探索融合生态阈值的生态修复技术方法和管理体系,为更高效、更经济、更有序的人与自然和谐共生的中国式现代化提供理论依据和实践支撑。

## 参考文献(References):

- [ 1 ] Groffman P M, Baron J S, Blett T, Gold A J, Goodman I, Gunderson L H, Levinson B M, Palmer M A, Paerl H W, Peterson G D, Poff N L, Rejeski D W, Reynolds J F, Turner M G, Weathers K C, Wiens J. Ecological thresholds: the key to successful environmental management or an important concept with no practical application. *Ecosystems*, 2006, 9(1): 1-13.
- [ 2 ] Berdugo M, Delgado-Baquerizo M, Soliveres S, Hernández-Clemente R, Zhao Y C, Gaitán J J, Gross N, Saiz H, Maire V, Lehmann A, Rillig M C, Solé R V, Maestre F T. Global ecosystem thresholds driven by aridity. *Science*, 2020, 367(6479): 787-790.
- [ 3 ] Kelly R P, Erickson A L, Mease L A, Battista W, Kittinger J N, Fujita R. Embracing thresholds for better environmental management. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 2015, 370(1659): 20130276.
- [ 4 ] 龚金玉, 马致远, 胡琛, 何林轩, 李田, 雷静品. 综合生态系统管理的生态阈值理论研究进展. *生态学报*, 2024, 44(22): 10499-10511.
- [ 5 ] 徐驰, 王海军, 刘权兴, 王博. 生态系统的多稳态与突变. *生物多样性*, 2020, 28(11): 1417-1430.
- [ 6 ] May R M. Thresholds and breakpoints in ecosystems with a multiplicity of stable states. *Nature*, 1977, 269(5628): 471-477.
- [ 7 ] 唐海萍, 陈姣, 薛海丽. 生态阈值: 概念、方法与研究展望. *植物生态学报*, 2015, 39(9): 932-940.
- [ 8 ] Holling C S. Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 1973, 4: 1-23.
- [ 9 ] Walker B, Meyers J A. Thresholds in ecological and social - ecological systems: a developing database. *Ecology and Society*, 2004, 9(2): art3.
- [ 10 ] Kéfi S, Dakos V, Scheffer M, Van Nes E H, Rietkerk M. Early warning signals also precede non-catastrophic transitions. *Oikos*, 2013, 122(5): 641-648.
- [ 11 ] Dakos V, Matthews B, Hendry A P, Levine J, Loeuille N, Norberg J, Nosil P, Scheffer M, De Meester L. Ecosystem tipping points in an evolving world. *Nature Ecology & Evolution*, 2019, 3(3): 355-362.
- [ 12 ] Petraitis P S, Hoffman C. Multiple stable states and relationship between thresholds in processes and states. *Marine Ecology Progress Series*, 2010, 413: 189-200.
- [ 13 ] Scheffer M, Carpenter S, Foley J A, Folke C, Walker B. Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature*, 2001, 413(6856): 591-596.
- [ 14 ] Holling C S. Understanding the complexity of economic, ecological, and social systems. *Ecosystems*, 2001, 4(5): 390-405.
- [ 15 ] Walker B, Holling C S, Carpenter S R, Kinzig A P. Resilience, adaptability and transformability in social-ecological systems. *Ecology and Society*, 2004, 9(2): art5.
- [ 16 ] Bestelmeyer B T, Peters D P C, Archer S R, Browning D M, Okin G S, Schooley R L, Webb N P. The grassland - shrubland regime shift in the southwestern United States: misconceptions and their implications for management. *BioScience*, 2018, 68(9): 678-690.
- [ 17 ] Cohen-Shacham E. Nature-based solutions to address global societal challenges. 2016[2024-03-15]. <https://www.iucn.org/resources/publication/nature-based-solutions-address-global-societal-challenges>.

- [18] 白中科, 师学义, 周伟, 王金满, 赵中秋, 曹银贵. 人工如何支持引导生态系统自然修复. 中国土地科学, 2020, 34(9): 1-9.
- [19] Selkoe K A, Blenckner T, Caldwell M R, Crowder L B, Erickson A L, Essington T E, Estes J A, Fujita R M, Halpern B S, Hunsicker M E, Kappel C V, Kelly R P, Kittinger J N, Levin P S, Lynham J M, Mach M E, Martone R G, Mease L A, Salomon A K, Samhouri J F, Scarborough C, Stier A C, White C, Zedler J. Principles for managing marine ecosystems prone to tipping points. *Ecosystem Health and Sustainability*, 2015, 1(5): 1-18.
- [20] Drake J M, Griffen B D. Early warning signals of extinction in deteriorating environments. *Nature*, 2010, 467(7314): 456-459.
- [21] Carpenter S R, Cole J J, Pace M L, Batt R, Brock W A, Cline T, Coloso J, Hodgson J R, Kitchell J F, Seekell D A, Smith L, Weidel B. Early warnings of regime shifts: a whole-ecosystem experiment. *Science*, 2011, 332(6033): 1079-1082.
- [22] Li C J, Fu B J, Wang S, Stringer L C, Zhou W X, Ren Z B, Hu M Q, Zhang Y J, Rodriguez-Caballero E, Weber B, Maestre F T. Climate-driven ecological thresholds in China's drylands modulated by grazing. *Nature Sustainability*, 2023, 6(11): 1363-1372.
- [23] Zhang J W, Feng Y Z, Maestre F T, Berdugo M, Wang J T, Coleine C, Sáez-Sandino T, García-Velázquez L, Singh B K, Delgado-Baquerizo M. Water availability creates global thresholds in multidimensional soil biodiversity and functions. *Nature Ecology & Evolution*, 2023, 7(7): 1002-1011.
- [24] Scheffer M, Carpenter S R, Lenton T M, Bascompte J, Brock W, Dakos V, van de Koppel J, van de Leemput I A, Levin S A, van Nes E H, Pascual M, Vandermeer J. Anticipating critical transitions. *Science*, 2012, 338(6105): 344-348.
- [25] 侯利萍, 何萍, 范小杉, 徐杰, 任颖, 李代魁. 生态阈值确定方法综述. 应用生态学报, 2021, 32(2): 711-718.
- [26] Beisner B, Haydon D, Cuddington K. Alternative stable states in ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2003, 1(7): 376-382.
- [27] Ivo Mulder. Financing a nature-based future; ivo Mulder. *One Earth*, 2022, 5(5): 473-475.
- [28] 彭建, 李冰, 董建权, 刘焱序, 吕丹娜, 杜悦悦, 罗明, 吴健生. 论国土空间生态修复基本逻辑. 中国土地科学, 2020, 34(5): 18-26.
- [29] Wood K A, Hilton G M, Newth J L, Rees E C. Seasonal variation in energy gain explains patterns of resource use by avian herbivores in an agricultural landscape: Insights from a mechanistic model. *Ecological Modelling*, 2019, 409: 108762.
- [30] Azam M F, Srivastava S. Mass balance and runoff modelling of partially debris-covered Dokriani Glacier in monsoon-dominated Himalaya using ERA5 data since 1979. *Journal of Hydrology*, 2020, 590: 125432.
- [31] 王宗松, 姜丽丽, 汪诗平, 王艳芬, 周华坤. 草地退化恢复评估方法述评. 生态学报, 2022, 42(16): 6464-6473.
- [32] Allen C R, Fontaine J J, Pope K L, Garmestani A S. Adaptive management for a turbulent future. *Journal of Environmental Management*, 2011, 92(5): 1339-1345.
- [33] Isbell F, Calcagno V, Hector A, Connolly J, Harpole W S, Reich P B, Scherer-Lorenzen M, Schmid B, Tilman D, van Ruijven J, Weigelt A, Wilsey B J, Zavaleta E S, Loreau M. High plant diversity is needed to maintain ecosystem services. *Nature*, 2011, 477(7363): 199-202.
- [34] 潘庆民, 杨元合, 黄建辉. 我国退化草原恢复的限制因子及需要解决的基础科学问题. 中国科学基金, 2023, 37(4): 571-579.
- [35] 古琛, 贾志清, 杜波波, 何凌仙子, 李清雪. 中国退化草地生态修复措施综述与展望. 生态环境学报, 2022, 31(7): 1465-1475.
- [36] 潘庆民, 孙佳美, 杨元合, 刘伟, 李昂, 彭云峰, 薛建国, 夏昊, 黄建辉. 我国草原恢复与保护的问题与对策. 中国科学院院刊, 2021, 36(6): 666-674.
- [37] 李代魁, 何萍, 徐杰, 侯利萍. 我国生态系统生态阈值研究基础. 应用生态学报, 2020, 31(6): 2015-2028.
- [38] 冯秀, 李元恒, 李芳, 丛日慧, 刘燕丹, 丁勇, 王育青. 典型草原合理放牧强度阈值研究. 中国草地学报, 2019, 41(5): 120-127.
- [39] 翟辉, 李国荣, 李进芳, 童生春, 赵健赞, 朱海丽, 刘亚斌, 李希来, 胡夏嵩. 草地覆盖度和鼠丘对高寒草地表层土壤颗粒特征的影响. 水土保持研究, 2023, 30(5): 122-129.
- [40] 李林芝. 高寒草甸退化对土壤团聚体特征和微生物群落的影响[D]. 兰州: 甘肃农业大学, 2023.
- [41] 石淞, 李文, 杨子仪, 于冉. 长白山区植被覆盖度时空变化及地形分异研究. 水土保持通报, 2023, 43(3): 254-264, 276.
- [42] Wallace K J, Beecham B C, Bone B H. Managing natural biodiversity in the western Australian wheatbelt: A Conceptual Framework. Australia: Perth, Department of Conservation and Land Management, 2003: 28-31.
- [43] 骆有庆, 宋广巍, 刘荣光, 李建光. 杨树天牛生态阈值的初步研究. 北京林业大学学报, 1999, 21(6): 45-51.
- [44] 刘改过. 基于 PCLake 的白洋淀磷负荷生态阈值研究[D]. 北京: 中国石油大学(北京), 2025.
- [45] 王奕童. 黄河下游水沙优化调度及河流系统泥沙灾害[D]. 杭州: 浙江大学, 2022.
- [46] 唐国彬. 生态弹性与渔业资源可持续利用——以我国大黄鱼资源为例[D]. 湛江: 广东海洋大学, 2017.
- [47] 崔保山, 贺强, 赵欣胜. 水盐环境梯度下翅碱蓬(*Suaeda salsa*)的生态阈值. 生态学报, 2008, 28(4): 1408-1418.
- [48] 胡振鹏, 葛刚, 刘成林, 陈伏生, 李述. 鄱阳湖湿地植物生态系统结构及湖水水位对其影响研究. 长江流域资源与环境, 2010, 19(6): 597-605.
- [49] 张继伟, 王伟莉, 蔡靳, 郑欣, 王晓南, 武江越, 闫振广, 刘征涛. 北部湾涠洲岛原油污染物的海水环境质量基准研究. 中国环境科学, 2014, 34(5): 1310-1315.

- [50] 俞小鹏. 南海北部造礁珊瑚对高温胁迫的响应及适应性研究[D]. 南宁: 广西大学, 2022.
- [51] 张琦. 神东矿区退化草地恢复的关键生态阈值研究[D]. 徐州: 中国矿业大学, 2022.
- [52] 范博, 王占义, 刘鹏博, 赵向玲, 李海菁, 王成杰. 生物炭基肥和补播对荒漠草原植物群落和土壤养分的影响. 草地学报, 2023, 31(12): 3775-3784.
- [53] 高超前. 北京平原沙地人工林施肥效应的研究[D]. 北京: 北京林业大学, 2019.
- [54] 柴雅心, 聂扬眉, 田静, 韦革宏, 王红雷. 膨润土与芽孢杆菌配施对毛乌素沙地土壤剖面养分蓄持的影响. 农业环境科学学报, 2024, 43(10): 2330-2338.
- [55] 王竞铮, 赵串串, 王羽琴, 谢林花, 王御钦, 王嘉怡, 张莎, 贾东瑾. 有机合成类土壤改良剂的制备及其对沙化土壤抗蚀性的改良效果. 水土保持通报, 2024, 44(2): 32-40.
- [56] 许小明. 黄土丘陵区不同植被恢复方式的土壤生态水文效应[D]. 杨凌: 西北农林科技大学, 2022.
- [57] 常媛媛. 黄土高原露天煤矿区排土场土壤-植被系统恢复力及其权衡研究[D]. 徐州: 中国矿业大学, 2023.
- [58] 刘育书. 牧草补播对退化草地植物-土壤生态化学计量特征的影响[D]. 杨凌: 西北农林科技大学, 2023.
- [59] van der Heijden M G A, Klironomos J N, Ursic M, Moutoglou P, Streitwolf-Engel R, Boller T, Wiemken A, Sanders I R. Mycorrhizal fungal diversity determines plant biodiversity, ecosystem variability and productivity. *Nature*, 1998, 396(6706): 69-72.
- [60] 毕银丽, 武超, 彭苏萍, 田乐焯, 张延旭. 西部煤矿区微生物修复促进植物水分高效利用策略. 煤炭学报, 2024, 49(2): 1003-1010.
- [61] Chen F, Zhu Y F, Bi Y L, Yang Y J, Ma J, Peng S P. High-priority actions to improve carbon sequestration potential for mining ecological restoration in Chin. *Engineering*, 2025, 47(4): 16-21.
- [62] Coban O, De Deyn G B, van der Ploeg M. Soil microbiota as game-changers in restoration of degraded lands. *Science*, 2022, 375(6584): abe0725.
- [63] Chiquoine L P, Abella S R, Bowker M A. Rapidly restoring biological soil crusts and ecosystem functions in a severely disturbed desert ecosystem. *Ecological Applications*, 2016, 26(4): 1260-1272.
- [64] 张雪, 张春平, 杨晓霞, 刘文亭, 俞旸, 曹铨, 刘玉祯, 李彩弟, 高婕, 董全民. 草地和荒漠生态系统生物土壤结皮对土壤养分及酶活性的影响. 草地学报, 2023, 31(3): 632-640.
- [65] 程才, 李玉杰, 张远东, 高敏, 李晓娜. 石漠化地区苔藓结皮对土壤养分及生态化学计量特征的影响. 生态学报, 2020, 40(24): 9234-9244.
- [66] 王成, 刘红玉, 李玉凤, 王刚, 董斌, 陈浩, 张亚楠, 赵永强. 盐城滨海湿地水鸟类群生境适宜性及生态阈值研究: 对栖息地景观结构恢复的启示. 生态与农村环境学报, 2022, 38(7): 897-908.
- [67] 齐进哲. 东北豹种群时空动态分析及其栖息地人为干扰的阈值研究[D]. 哈尔滨: 东北林业大学, 2018.