

围水定策 ——中国 31 个省份水生态韧性评价与优化战略思考

李阳力, 陈 天, 臧鑫宇

(天津大学 建筑学院, 天津 300072)

摘 要:从水生态韧性概念出发,结合国内外相关研究成果提出水生态韧性研究的发展方向。将 DPSIR 模型与社会—生态韧性相结合构建水生态韧性评价体系,选取涵盖人工生态系统和自然生态系统的 18 个评价指标;采用改进的级差最大化组合赋权法确定评价指标的主客观组合权重。以中国 31 个省份为研究对象进行评价,研究发现 2008—2018 年间中国水生态韧性得到了提升。进一步分析 2018 年评价结果后发现,驱动力、压力、状态、响应准则层是影响中国水生态韧性的重要方面,水网密度指数和湿地率是影响中国水生态韧性的代表性评价指标。根据水生态韧性总体分析和代表性评价指标分析结果,研究提出制定总体指导方针,划定流域水生态系统功能区,划分中国湿地保护修复区,优化中国城镇体系等 4 方面的优化战略思考。为完善我国水生态系统的规划体系提供理论支持,为实现我国水生态系统的可持续发展提供技术保障。

关键词:水生态韧性; DPSIR 模型; 组合赋权; 评价体系; 优化战略

中图分类号: TU984 **文献标识码:** A **文章编号:** 1005-0566(2022)06-0096-15

Strategic Thinking and Evaluation of Water-ecological Resilience ——A Case Study of 31 Provinces, Autonomous Regions and Cities in China

LI Yangli, CHEN Tian, ZANG Xinyu

(School of Architecture, Tianjin University, Tianjin 300072, China)

Abstract: From the perspective of water-ecological resilience, the research directions of water-ecological resilience could be proposed based on literature review. Water-ecological resilience evaluation system could be built by combining DPSIR model and social-ecological resilience. 18 indicators which belong to artificial and natural ecosystems were selected. Weight of indicators could be calculated by using improved level difference maximization combination weighting method. Based on the evaluation of China, the research found that the water-ecological resilience in China has improved during 2008 and 2018. After further analysis of the 2018 evaluation results, the research found that driving force, pressure, state, response are important aspects that affect water-ecological resilience of China. Density index of water network and wetland coverage are representative indicators that affect water-ecological resilience of China. General guidelines, water ecosystem functional area of river basin, wetland protection area and urban system could be put forward based on the analysis of results. The research provides theoretical support for water ecosystem planning system and technical support for water ecosystem sustainable development.

Key words: water-ecological resilience; DPSIR; combination weighting; evaluation system; strategies

收稿日期: 2021-01-21 修回日期: 2021-06-10

基金项目: 国家社科基金项目“京津冀城市群空间环境生态韧性评价与优化策略研究”(18BJY055)。

作者简介: 李阳力(1988—),男,四川绵阳人,天津大学建筑学院城乡规划学博士研究生,研究方向为生态城市规划、生态城市设计。

通信作者: 臧鑫宇。

根据联合国可持续发展委员会等相关组织统计,中国是全球 13 个最贫水的国家之一。为解决人均水资源短缺、水资源时空分布失衡、水体污染和水景观破坏等水生态问题^[1],2014 年习近平总书记提出“以水定城、以水定地、以水定人、以水定产”的战略目标,其目的在于以水资源作为最大的刚性约束,重视水资源环境承载力,合理规划人口、城市和产业发展,走绿色、可持续的高质量发展之路。韧性城市作为实现国家绿色健康发展战略的重要理念,为水生态系统的研究提供了创新思路。水生态韧性评价体系的构建有助于提取评价对象的关键影响因子供研究者分析,进而提出实效性较强的水生态韧性优化战略,为决策部门提供科学合理的建议^[2]。

一、水生态韧性的概念及研究趋势

(一) 水生态韧性

水生态系统(Water ecosystem)包含人工水生态系统和自然水生态系统,其研究目的是通过保

护和修复达到水生态系统的可持续发展^[3],涵盖了生态学、地理学、城乡规划学等多学科领域^[4]。韧性(Resilience)一词最早用于机械学相关研究中。加拿大生态学家 Holling(1973)^[5]首次将韧性思想引入生态学学科,韧性经历了工程韧性、生态韧性、社会—生态韧性的转变^[6]。社会—生态韧性弥补传统社会科学、社会脆弱性和社会建构主义等范式的不足^[7],其已成为城市韧性研究的主要内容。社会—生态韧性是一个动态的循环过程(见图 1),其研究对象是一个由人工生态系统(社会系统)和自然生态系统(生态系统)紧密结合而形成的复杂适应系统^[8]。结合水资源利用和水生态保护的目标,参考现有研究对韧性的定义^[9-11],水生态系统韧性可以归纳为:一定时空下受到扰动时,在人工生态系统和自然生态系统协同作用下,水生态系统具有防御、适应和转换的能力(在本文中,水生态系统韧性简称为水生态韧性)。

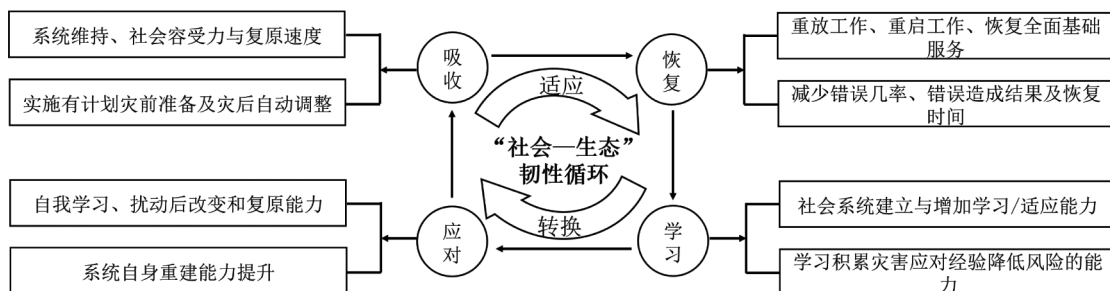


图 1 社会—生态韧性内部循环

(二) 水生态韧性相关研究现状

采取知识图谱分析和传统文献研究相结合的方式,对 2000—2019 年间的 Web of Science(WoS)具有开放获取权限的期刊文献和中国知网(CNKI)的核心期刊文献进行统计,借助 CiteSpace 分析当前研究的现状并提出未来研究趋势。

1. 水生态系统研究现状

选取“water ecosystem”和“水生态系统”作为模糊检索关键词。从 WoS 检索的分析结果来看,研究者主要集中在美国、中国等(见图 2a);从 2000 年开始,水生态系统研究逐渐受到国际学者的重视(见图 2b)。从 CNKI 检索的分析结果来看,研究者所在

单位主要为以生态学、地理学、环境学为主攻方向的科研院所(见图 2c),在发文量前 10 的科研单位中,几乎见不到其他学科(如城乡规划学等)的科研单位,其原因主要是其他学科无法高效地融入生态、环境等学科,同时也不排除这是中国学科壁垒问题的又一体现^[12]。从 2000 年起,中国水生态系统研究的论文数量呈现出上升趋势(见图 2d),但与 WoS 中的水生态系统研究的论文数量还有较大的差距。总体来说,水生态系统研究集中在水生态系统服务^[13]、水资源管理与利用^[14-15]、水安全防控^[16]、水利基础设施^[17]、水质^[18]等方面,多是从自然生态系统的视角展开研究。

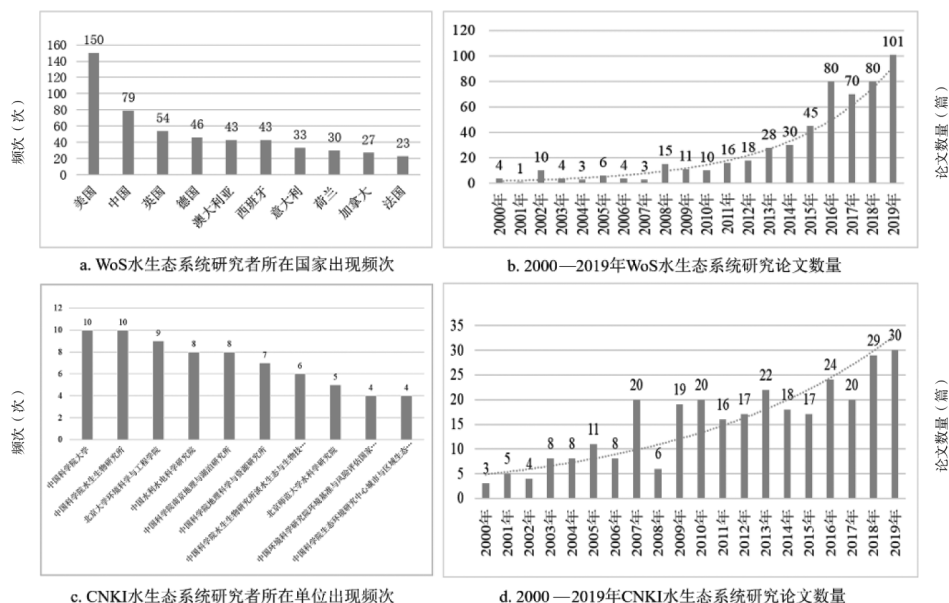


图2 水生态系统研究发展情况

2. 韧性评价研究现状

选取 resilience、urban、eco -、evaluation 和韧性、弹性、城市、生态、评价、评估、测度等作为模糊检索关键词。从 WoS 检索的分析结果来看,研究者主要集中在美国、英国等(见图 3a);从 2002 年开始,韧性评价研究的论文数量呈现出稳定上升的趋势,但论文总数依然较少(见图 3b)。从 CNKI 检索的分析结果来看,研究者所在单位较为分散,发表论文较多的单位为南京大学、北京大学等(见

图 3c),涵盖了生态学、地理学、环境学、管理学、城乡规划学、建筑学等多个专业,跨学科融合态势在韧性评价研究中显现;2000—2015 年,韧性评价研究的论文数量增长缓慢,2016 年后,进入韧性评价研究的新时期,论文数量快速上升(见图 3d)。总体来说,韧性评价研究集中在韧性城市^[19]、防灾减灾^[20]、韧性评价^[21]等方面,多是从人工生态系统的视角展开研究,部分考虑了自然生态系统的要素。

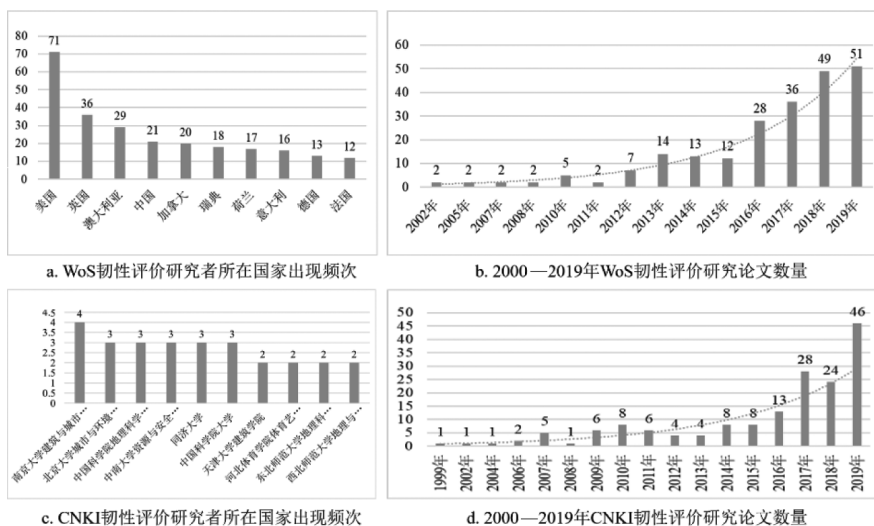


图3 韧性评价研究发展情况

3. 研究现状及未来趋势

水生态系统和韧性评价的研究领域在未来还

有较大的提升空间,如利用跨学科的方式进行水生态系统的研究;以水生态系统为研究对象,综合

考虑与水生态系统相关的人工生态系统和自然生态系统影响因子;利用较为成熟的生态环境评价模型及技术方法对水生态系统韧性进行综合评价。

二、水生态韧性评价体系构建

(一) DPSIR 模型与改进的级差最大化组合赋权法的应用

1. DPSIR 模型的应用

现有韧性评价体系的常见构建思路分为评价对象基本构成要素、韧性不同特征、韧性阶段过程 3 种^[22]。“驱动力—压力—状态—影响—响应”模型(Drive force-Pressure-State-Impact-Response, DPSIR),是 1999 年欧洲环境署(European Environment Agency, EAA)以“压力—状态—响应”模型(Pressure-State-

Response, PSR)为基础提出的^[23],广泛用于人类活动、资源、环境、生态系统与可持续发展评价^[24],是具有跨学科优势的、成熟的生态评价模型。DPSIR 模型具备“为什么—怎么样—怎么办”的逻辑内核,可以完整地描述社会—生态韧性观点下的韧性阶段^[25-26]。DPSIR 模型的驱动力和压力主要表征促使韧性系统状态发生变化的隐性或显性要素;状态和影响主要表征韧性扰动中的韧性系统恢复到扰动前水平的能力;响应主要解答人类社会如何通过学习和创新提高韧性水平。将 DPSIR 模型的递进逻辑与社会—生态韧性 3 个阶段(能力)相结合可以看出,DPSIR 模型是对“以韧性内涵为思路构建评价体系”的进一步延伸和创新(见图 4)。

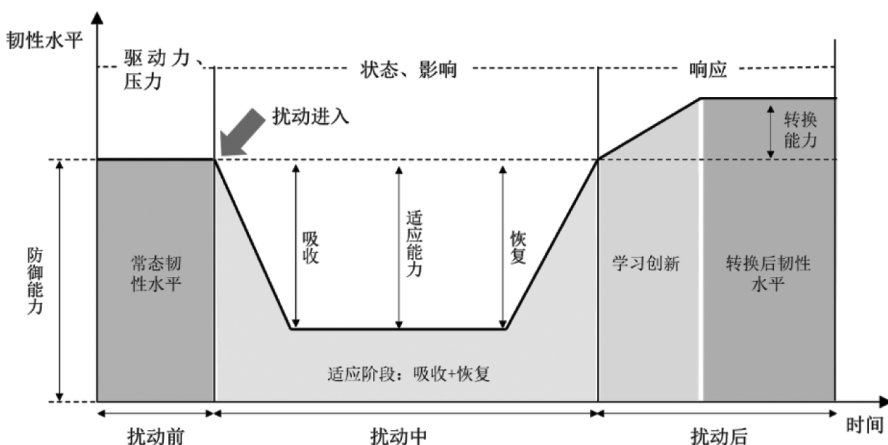


图 4 社会—生态韧性视角下的 DPSIR 内在逻辑与韧性阶段(能力)关系

2. 改进的级差最大化组合赋权法

评价指标权重确定方式一直以来都极具争议,主要原因在于主观赋权法的权重主观性较强和客观赋权法的权重稳定性、可继承性较差^[27]。将主客观权重进行组合,使其既能解释属性的重要性又能反映属性的数据信息,有利于提高评价体系的科学性^[28]。本文在级差最大化组合赋权法^[29]的基础上进行改进,利用群决策层次分析法在组合赋权计算前先降低或消除个体主观性。利用群决策层次分析法、德尔菲法确定主观权重,利用熵权法确定客观权重,借助 MATLAB 软件规划求解功能计算主客观组合权重。

改进的级差最大化组合赋权法的运算步骤

如下。

(1) 权重矩阵

假设有 m 种赋权方法对 k 个评价指标进行权重计算,那么权重矩阵 A 为:

$$A = \begin{bmatrix} \alpha_{11} & \alpha_{21} & \cdots & \alpha_{i1} & \cdots & \alpha_{k1} \\ \alpha_{12} & \alpha_{22} & \cdots & \alpha_{i2} & \cdots & \alpha_{k2} \\ \vdots & \vdots & & \vdots & & \vdots \\ \alpha_{1m} & \alpha_{2m} & \cdots & \alpha_{im} & \cdots & \alpha_{km} \end{bmatrix} \quad (1)$$

其中, α_{km} 表示第 m 种赋权方法计算出的第 k 个指标的权重, $k \geq 1$, 且为整数; $m \geq 1$, 且为整数。

(2) 确定合理的组合权重区间

由矩阵 A 可以确定出组合权重 θ_i 位于 $(\alpha_{i1}, \alpha_{i2}, \dots, \alpha_{im})$ 的区间范围内, 即: $\theta_i \in [\theta_i^-, \theta_i^+]$, $i = 1, 2, \dots, k$ 。

$$\theta_i^+ = \max\{\alpha_{i1}, \alpha_{i2}, \dots, \alpha_{im}\} \quad (2)$$

$$\theta_i^- = \min\{\alpha_{i1}, \alpha_{i2}, \dots, \alpha_{im}\} \quad (3)$$

其中, α_{im} 表示第 m 种赋权方法计算出的第 i 个指标的权重, θ_i^+ 表示第 i 个评价指标的合理组合权重区间上界, θ_i^- 表示合理组合权重区间下界。

(3) 目标函数计算

①对评价指标进行正向化和标准化处理。得到 n 个评价对象 k 个评价指标的标准化矩阵 X。

$$X = \begin{bmatrix} x_{11} & x_{21} & \cdots & x_{k1} \\ x_{12} & x_{22} & \cdots & x_{k2} \\ \vdots & \vdots & & \vdots \\ x_{1j} & x_{2j} & \cdots & x_{kj} \\ \vdots & \vdots & & \vdots \\ x_{1n} & x_{2n} & \cdots & x_{kn} \end{bmatrix} \quad (4)$$

其中, x_{kn} 表示, 第 n 个评价对象的第 k 个评价指标的标准化得分。

②得到综合评价结果 Z。

$$Z_j = \theta_1 x_{1j} + \theta_2 x_{2j} + \cdots + \theta_k x_{kj} \quad (5)$$

其中, Z_j 表示第 j 个评价对象的综合评价结果。

③ n 个评价对象评价结果的均值 $\bar{z}$ 。

$$\bar{z} = (1/n)(Z_1 + Z_2 + \cdots + Z_n) \quad (6)$$

④综合评价结果的方差。

$$s^2 = \frac{(Z_1 - \bar{z})^2 + (Z_2 - \bar{z})^2 + \cdots + (Z_n - \bar{z})^2}{n}$$

$$= \frac{\sum_{j=1}^n (Z_j - \bar{z})^2}{n} \quad (7)$$

其中, $j = 1, 2, \dots, n$ 。

(4) 确定约束条件

将函数目标设定为样本总体最大方差, 将合理的组合权重区间和权重之和等于 1 设定为约束

条件, 构建组合赋权优化模型。

$$f(x) = \max \frac{\sum_{j=1}^n (Z_j - \bar{z})^2}{n} \quad (8)$$

$$s. t. \begin{cases} \sum_{i=1}^n \theta_i = 1 \\ \theta_i^- < \theta_i < \theta_i^+ \end{cases} \quad (9)$$

(二) 水生态韧性评价体系构建

水生态韧性评价指标选取遵循系统性、普适性、典型性、适宜性、独立性、可量化性、数据可得性、技术可操作性、前瞻性等 9 大原则^[30-32]。通过文献回顾初拟了 35 个评价指标^[33-37], 利用德尔菲法筛选确定了 18 个涵盖人工生态系统和自然生态系统领域的评价指标(见图 5)。基于 2008 年和 2018 年现状数据, 利用灰色关联分析法计算得出评价指标间协同关联度均在 0.6 以上, 具有较强的协同关系。利用改进的级差最大化组合赋权法, 见式(1)一式(9), 分别确定 2008 年(34 次迭代计算)和 2018 年(28 次迭代计算)的评价指标权重。结合研究成果、指标特征、条例、标准、中国整体现状及未来发展目标, 引入生态环境保护较好的发达国家或地区的现状, 共同划分评价指标等级(见图 5)。以地区 GDP 增长率这一区间型指标为例展开区间型指标阈值确定说明。GDP 增长率的合适阈值一直以来是饱受争议的话题^[38], 中国人民大学校长刘伟(2020)^[39]提出中国 2020 年 GDP 增长预期目标宜设为 5.5% ~ 6%, 低于 5% 将会造成非农业经济零增长。而 GDP 增长过快又会导致主要污染物排放量增加, 进而增加生态环境负担^[40]。党的十八大以来, 生态文明建设成为中国的重要建设目标, GDP 增长方式开始从以往的数量型、粗放型向高质量、平稳型转变, 对 2008—2018 年 GDP 增长率进行查阅, 发现其一直保持在 6.5% 至 10% 之间。因此, 研究将 5% ~ 10% 划定为既能保持经济增长又不过度破坏生态系统的地区增长率最优增长率范围, 此范围之外会造成负向影响。将水生态韧性评价指标等级划分为 5 个等级, 最终构成了水生态韧性评价体系(见图 5)。

驱动力	城镇化率	0.0266; 0.0173*	地区GDP增长率	0.0549; 0.0615*	建成区面积增长率	0.0098; 0.0113*
	公式: (城镇人口÷总人口) ×100% 参考数据: 约80% (美国) 等 [75%, 80%]: 10 级 [70%, 75%]: 8 赋 [60%, 70%]: 6 值 [40%, 60%]、(80%, 100%): 4 [0%, 40%]: 2		公式: (GDP增长量÷基年GDP总量) ×100% 参考数据: 约2.20% (美国) 等 [8.0%, 10%]: 10 级 [6.5%, 8%]: 8 赋 [5%, 6.5%]: 6 值 (10%, 100%): 4 [0%, 5%]: 2		公式: (建成区面积增长量÷基年建成区面积) ×100% 参考数据: 约1.13% (美国) 等 [2%, 3%]: 10 级 [1.5%, 2%]: 8 赋 [1%, 1.5%]: 6 值 (3%, 100%): 4 [0%, 1%]: 2	
压力	农业用水量占比	0.0402; 0.0561*	人均废水排放量 (m³/人)	0.0151; 0.0270*	20a一遇洪水淹没范围占比	0.0207; 0.0390*
	公式: (农业用水量÷总用水量) ×100% 参考数据: 约37.30% (美国) 等 [0%, 50%]: 10 级 [50%, 55%]: 8 赋 [55%~60%]: 6 值 [60%, 80%]: 4 [80%, 100%]: 2		公式: 废水排放总量÷总人口 参考数据: 约142.87 (美国) 等 [0, 25]: 10 级 [25, 45]: 8 赋 [45, 50]: 6 值 [50~100]: 4 [100, ∞): 2		公式: (20a遇洪水淹没范围÷总面积) ×100% 参考数据: N/A 等 [0, 20%]: 10 级 [20%, 40%]: 8 赋 [40%~60%]: 6 值 [60%~80%]: 4 [80%, 100%]: 2	平均降水量变化率 公式: [(平均降水量-常年同期平均降水量)÷常年同期平均降水量] ×100% 参考数据: N/A 等 [-3%, +3%]: 10 级 (±3%, ±6%): 8 赋 (±6, ±9%): 6 值 (±9%, ±18%): 4 (±18%, ±100%): 2
状态	不透水表面率	0.0073; 0.0093*	水网密度指数	0.0901; 0.0901*	湿地率	0.1072; 0.1488*
	公式: (不透水表面面积÷总面积) ×100% 参考数据: N/A 等 [0, 4%]: 10 级 [4%, 8%]: 8 赋 [8%~23%]: 6 值 [23%, 50%]: 4 [50%, 100%]: 2		公式: [Ariv×(河流长度÷总面积)+Alak×(水域面积÷总面积)+Ares×(水资源量÷总面积)]÷3 参考数据: 《中华人民共和国国家环境保护标准HJ192-2015》 等 [75, ∞): 10 级 [55, 75]: 8 赋 [35~55]: 6 值 [20, 35]: 4 [0, 20): 2		公式: (湿地面积÷总面积) ×100% 参考数据: 约11.19% (美国) 等 [11%, 100%]: 10 级 [8.5%, 11%]: 8 赋 [6%~8.5%]: 6 值 [3%, 6%]: 4 [0%, 3%]: 2	森林覆盖率 公式: (森林面积÷总面积) ×100% 参考数据: 约33.90% (美国); 约68.50% (日本) 等 [34%, 100%]: 10 级 [28%~34%]: 8 赋 [22%~28%]: 6 值 [14%, 22%]: 4 [0%, 14%]: 2
影响	用水满足度	0.2542; 0.2379*	水土流失面积占比	0.0427; 0.0427*	III类及以上评价河流占比	0.0229; 0.0153*
	公式: (水资源总量÷不含再生水的总用水量) ×100% 参考数据: 约663.00% (美国) 等 [300%, +∞): 10 级 [200%, 300%]: 8 赋 [100%, 200%]: 6 值 [60%, 100%]: 4 [0%, 60%]: 2		公式: (水土流失土地面积÷总面积) ×100% 参考数据: 约20.00% (美国) 等 [0%, 20%]: 10 级 [20%~24%]: 8 赋 [24%~28%]: 6 值 [28%, 50%]: 4 [50%, 100%]: 2		公式: (III类及以上河流÷总检测河流) ×100% 参考数据: N/A 等 [90%, 100%]: 10 级 [85%~90%]: 8 赋 [80%~85%]: 6 值 [40%, 80]: 4 [0%, 40%]: 2	
响应	公共预算中环境保护支出占当年GDP比重	0.0295; 0.1108*	城市污水处理率	0.0040; 0.0002*	再生水利用率	0.1762; 0.0425*
	公式: (公共预算中环境保护支出数额÷当年GDP) ×100% 参考数据: 约2.00%~3.00% (美国); 约2.10% (德国) 等 [2%, 3%]: 10 级 [1.5%, 2%]: 8 赋 [1%, 1.5%]: 6 值 (3%, 100%): 4 [0%, 1%]: 2		公式: (污水处理总量÷废水排放总量) ×100% 参考数据: N/A 等 [95%, 100%]: 10 级 [93%, 95%]: 8 赋 [90%, 93%]: 6 值 [80%~90%]: 4 [0%, 80%]: 2		公式: (再生水利用量÷污水处理总量) ×100% 参考数据: 约80.00% (以色列) 等 [70%, 100%]: 10 级 [30%~70%]: 8 赋 [20%~30%]: 6 值 [10%, 20%]: 4 [0, 10%]: 2	营造林新增面积占比 公式: (营造林新增面积÷总面积) ×100% 参考数据: N/A 等 [1.4%, 100%]: 10 级 [1%, 1.4%]: 8 赋 [0.7%, 1%]: 6 值 [0.35%, 0.7%]: 4 [0, 0.35%]: 2

注: 其中不带“*”的权重为2008年中国31省区市水生态韧性评价指标组合权重, 带“*”的权重为2018年中国31省区市水生态韧性评价指标组合权重; 指标不带填充表示属于人工生态系统范畴, 带填充表示属于自然生态系统范畴。

图5 水生态韧性评价体系

三、中国 31 个省份水生态韧性评价与分析

(一) 数据来源

城镇化率、地区 GDP 增长率等数据,来源于国家统计局国家数据、《中国统计年鉴》、各省份水资源公报、各省份生态环境状况公报等官方渠道;水网密度指数、20a 一遇洪水淹没范围占比等数据,来源于 3S 技术对全国地理信息资源目录服务系统、地理空间数据云、国家地球系统科学数据共享平台等官方平台的原始数据处理;发达国家或地区的现状数据,来源于世界银行数据

库、世界经合组织数据库、欧洲环境署、欧洲土壤数据中心、美国环境保护署等官方平台提供的数据库。绝大部分评价指标采用了 2018 年数据,部分缺失数据使用 2017 年和 2019 年数据进行补充。

(二) 中国 31 省份水生态韧性评价

将数据代入水生态韧性评价体系,得到 2008—2018 年的中国 31 个省份(不含港、澳、台地区)水生态韧性综合评价(见图 6)。31 个省份水生态韧性均值由 2018 年的 5.33 提升至 2018 年的

5.94, 年均增长率为 1.09%, 中国水生态系统保护与修复初见成效。驱动力、压力、状态、影响、响应 5 个准则层的水生态韧性得分年均增长率分别为 3.88%、3.30%、2.20%、-0.30%、-0.40%, 在整体驱动因素改善、压力减小、状态恢复的情况下,

社会对于水生态系统受到影响后的响应速度出现不足。在 31 个省份中, 除北京、吉林、江苏、江西、湖北、湖南、四川、陕西、新疆外, 其余 22 个省份均有一定程度的等级与类型提升, 但依然有 16 个省份处于水生态韧性等级处于中(C+)及以下。

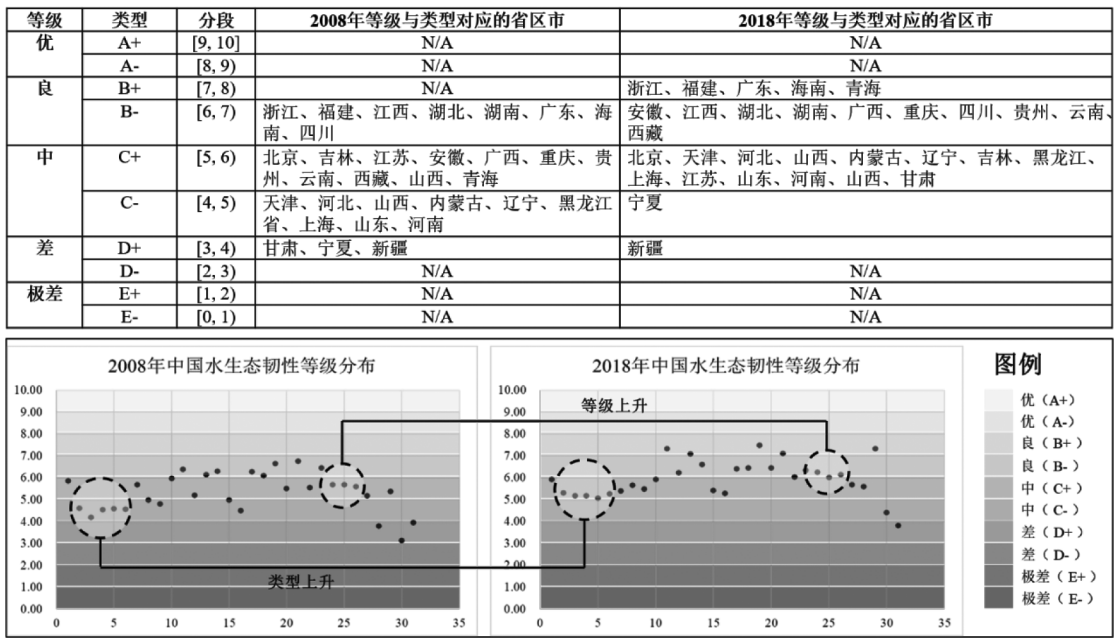


图 6 2008—2018 年中国 31 个省份水生态韧性等级与类型

(三) 中国 31 个省份水生态韧性总体分析

变异系数是标准差与其均值之比, 其能够衡量一组数值的变异程度, 值越大, 说明数值分布越不平衡^[41]。已有学者利用变异程度来对评价进行总体分析, 提取综合评价短板^[1, 42]。

$$C_v = \frac{\sqrt{\sum_{i=1}^n (S_{ij} - \bar{S}_{ij})^2 / n}}{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n S_{ij}} \quad (10)$$

其中, C_v 为变异系数, S_{ij} 为第 i 个省区市的第 j 个准则层的水生态韧性得分, $\bar{S}_{ij}$ 为所有省区市第 j 个准则层的水生态韧性得分均值, n 为省区市个数。

本研究通过计算 2018 年中国 31 个省份中驱动力、压力、状态、影响、响应的韧性得分变异系数, 见式(10), 分析 5 个方面对中国水生态韧性的影响(见图 7)。图 7 中中心点数据为变异系数和

均值的平均值(0.30, 1.19)。可以看出: ①驱动力的水生态韧性均值最低, 变异系数较低, 各省份的城市发展、经济水平等潜在驱动因素存在严重不足, 这是重要影响水生态韧性的因素; ②压力的水生态韧性均值较低, 变异系数最低, 各省份的用水、排污、防涝等压力较大, 这是重要影响水生态韧性的因素; ③状态的水生态韧性均值较高, 变异系数也较高, 各省份的水生态系统状态出现了较大的差异, 这是次重要影响水生态韧性的因素; ④影响的水生态韧性均值最高, 变异系数较小, 绝大多数省份用水满足度、水土流失保护、水质保护等已达较好水平, 这是一般影响水生态韧性的因素; ⑤响应的水生态韧性均值较低, 变异系数最大, 各个省份在生态环境支出、再生水利用、造林效率等方面的响应严重不足且省份间差异极大, 这是非常重要影响水生态韧性的因素。

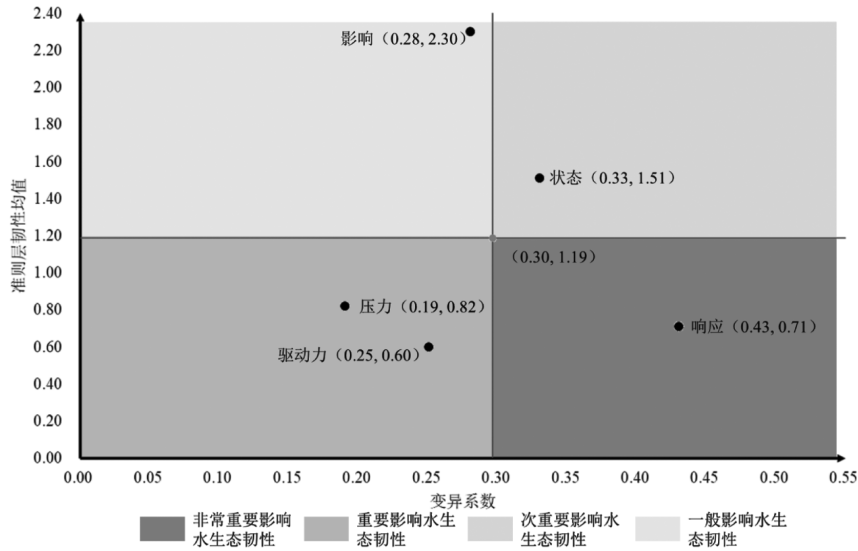


图 7 中国 31 个省份水生态韧性准则层变异程度

(四)2018 年中国水生态韧性代表性评价指标分析

2018 年,水生态韧性等级处于中(C+)及以下的共有 16 个省份,着重解决 16 个省区市水生态韧性存在的不足是提高中国整体水生态韧性水平的关键。研究将 16 个省份中低于 6 分的评价指标进行汇总统计,得到低于 6 分的评价指标出现频次。16 的中位数为 8.5,本文将大于 8.5 的出现频次设定为高频次,反之为低频次。各评价指标权重的中位数为 0.0402,将大于 0.0402

的权重设定为高权重,反之为低权重。根据评价指标出现频次和评价指标权重共同划定 16 个省份水生态韧性评价中存在不足的指标分类,分为高频次高权重、高频次低权重、低频次高权重、低频次低权重 4 类。常见的优化战略有空间规划、政府管理、基础设施 3 类,研究拟从空间规划入手提出优化战略,以“问题明显”“高频次”“高权重”“空间规划类战略提升效果佳”为标准^①,筛选出水网密度指数和湿地率两项代表性评价指标(见图 8)。

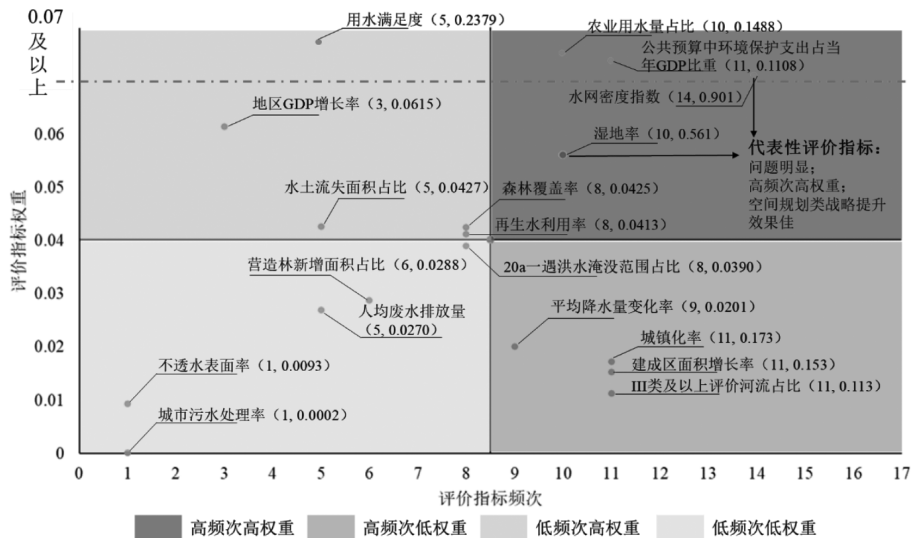


图 8 2018 年存在不足的指标分类与代表性评价指标

① 通过对专家库的各领域专家发放问卷得到不同指标的对应优化战略效果排序。

1. 水网密度指数

中国 31 个省份水网密度指数呈现出明显的“南高北低”空间差异,这个空间差异与 9 大流域水网密度指数一致,但不同流域受到水网密度指数因子的影响各不相同(见图 9)。上位战略规划缺少时效性、水生态系统功能退化以及建成区面积的无序增长都会直接或间接造成水网密度指数的下降。

就上位战略规划来说,现有的流域综合规划年份均较早,如:《海河流域综合规划(2012—2030 年)》《黄河流域综合规划(2012—2030 年)》《长江流域综合规划(2012—2030 年)》等,已无法适应当前的水生态系统保护需要。2020 年 8 月 31 日,中共中央政治局审议了《黄河流域生态保护和高质量发展规划纲要》,将黄河流域的新问题和新要求列入发展规划纲要。对于中国其他 8 大流域来说,由于缺少较新的具有适应性的上位战

略规划,水生态系统的保护和修复就会缺少目标和方向。

就水生态系统功能退化来说,以黄河流域和海河流域为例,影响其水网密度指数的部分原因如下:①黄河流域:水土流失是黄河流域复杂难治的症结所在^[43],黄河流域中游地区 61% 的面积为黄土高原,水土流失严重,黄河沙量的 92% 都来自于中游区域^[44],水土流失、水质下降导致的水生态系统功能受损,进而导致河流长度、水域面积、水资源量的减少^[45]。②海河流域:水质情况是海河流域面临的非常严重的问题,根据《中国生态环境状况公报》得知,海河流域水质属中国各流域最差。水质下降会降低水资源的利用效率,进而增加用水总量,在水资源量基本不变的情况下间接减少生态补水量,容易造成水生态系统的破坏;另外,水质较差也会导致水资源量的降低^[46],多方面的影响导致水网密度指数下降。

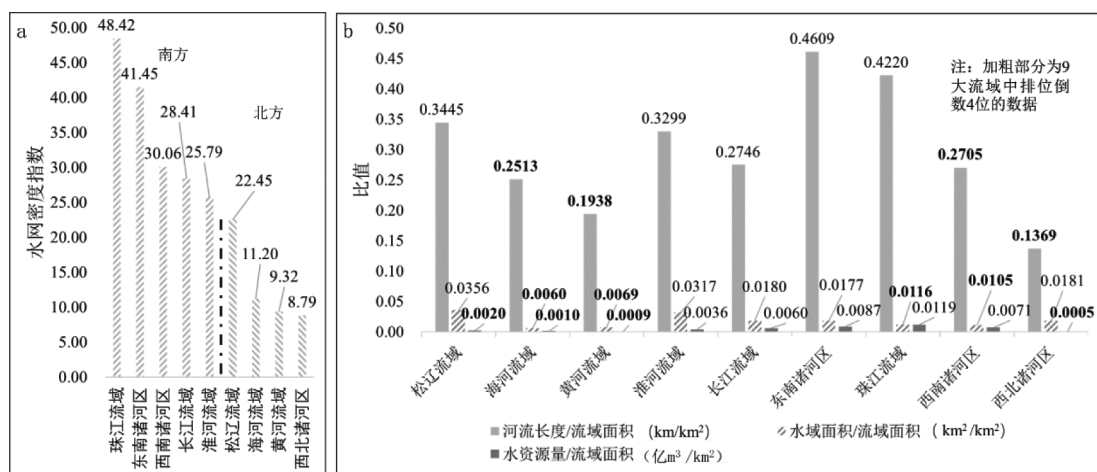


图9 中国9大流域水网密度指数与和指数因子与流域面积比值

2. 湿地率

根据《中国统计年鉴》数据来看,2008—2018年全国湿地面积由384855km²上升至536026km²,增长率约为33.74%,湿地率已有改善但问题依然严峻。湿地率的变化受制于自身保护成效、城市发展、土地粗放利用等多方面的影响^[47-48]。

就自身保护成效来说,各省区市湿地保护修复成效不一,以2008—2018年湿地增长率、自然湿地增长率、人工湿地增长率同时作为筛选要素,将31个省份湿地保护修复成效分区分为湿地资源高效修复区、湿地资源中效修复区、湿地资源破坏

区,其中高效修复区须满足湿地增长率、自然湿地增长率、人工湿地增长率均为正;中效修复区须满足湿地增长率为正,自然湿地增长率或人工湿地增长率为负;破坏区即湿地增长率为负。以华北平原为代表的地区湿地保护与修复成效较差,河北省等出现了湿地率负增长。

就城市发展、土地粗放利用来看,2008—2018年31个省份湿地增长率呈现出“西高东低”差异,人口密集区域湿地增长率较慢。高速城镇化时期的建成区扩张、土地粗放利用会侵占湿地等水体空间,河流湿地大多转为耕地和城镇建设用地等

非生态用地^[49]。通过横向对比 2008—2018 年的中国 31 个省份城镇人口增长率和建成区面积增长率发现,31 个省份中仅有北京市和河北省为人口城镇化率高于建成区面积增长率,即人口城镇化高于土地城镇化。暂不考虑城市拥挤程度,人口城镇化率大于建成区面积增长率,代表建成区土地利用效率较高,对生态系统空间的侵占威胁就越少。其余省份的建成区面积增长率均超过人口城镇化率,出现了土地资源的浪费。进一步对《中国统计年鉴》分析发现,2018 年 31 个省份中仅有 16 个省份的人均城市建设用地处于 65 ~ 105m²/人的合理范围内,其余省区市均存在着建成区面积与发展不匹配的问题。中国的城市建成区与人口、经济发展之间形成了紧密的关系,经济实力越雄厚,集聚力越强,对人口的吸引力越大^[50],对土地的需求也就越大,对水生态系统空间的威胁也越大。

四、中国 31 个省份水生态韧性优化战略思考

根据 2018 年中国 31 个省份水生态韧性总体分析和代表性评价指标分析结果,从制定总体指导方针、划定流域水生态系统功能区、划分中国湿地保护修复区、优化中国城镇体系 4 方面提出水生态韧性优化战略思考。

(一)制定总体指导方针

本研究中以 6 分作为各个评价指标等级划分及格分,结合评价指标权重,计算出驱动力、压力、状态、影响、响应准则层的水生态韧性及格分分别为 0.54、0.85、1.74、1.78、1.09,如果省份的准则层水生态韧性得分低于及格分,则视为其属于这个准则层的短板类型。根据变异程度分析结论,驱动力、压力、状态、响应短板区域应按照总体指导方针实施战略,影响准则层短板区域可在条件允许的情况下参照总体指导方针实施战略(见图 10)。

驱动力 短板区域	天津、河北、内蒙古、辽宁、吉林、黑龙江、江苏、浙江、安徽、福建、江西、山东、河南、湖北、湖南、广东、广西、重庆、四川、贵州、云南、西藏、陕西、甘肃、青海、宁夏、新疆	可采用的 总体 指导 方针	重视城镇化率的增长速度,优化城市空间结构,努力发展城市外围区域,促进城乡融合,提高城市群整体发展水平,引导人口向大城市周围区域流动。努力发展经济效益、生态效益高的产业,促进生态经济发展,提高绿色 GDP。在新开发城区和旧城更新中,结合公共交通实施紧凑城市开发,提高土地利用效率,为生态系统保护与修复提供足够的空间载体。
压力 短板区域	北京、天津、河北、山西、内蒙古、辽宁、吉林、黑龙江、上海、江苏、浙江、安徽、福建、江西、山东、河南、湖北、湖南、广东、广西、海南、重庆、四川、贵州、云南、西藏、陕西、甘肃、青海、宁夏、新疆	可采用的 总体 指导 方针	积极推广现代生态农业发展模式,降低农业用水量。开展排污口的整治,推动清洁生产,降低废水排放。利用雨洪管理基础设施建设降低城市雨洪灾害风险。
状态 短板区域	北京、天津、河北、山西、内蒙古、辽宁、吉林、黑龙江、安徽、福建、江西、山东、河南、湖北、湖南、广西、重庆、四川、贵州、云南、西藏、陕西、甘肃、青海、宁夏、新疆	可采用的 总体 指导 方针	由于研究提到的状态不是传统生态系统中的“外生”环境,而是自然生态和人工生态演替过程的环境,因此对于城市生态系统状态的提升,不可避免地需要人为干预,生态系统空间受到城市建设侵蚀的威胁。因此,在城市建设过程中应尽可能保留自然要素,减少非必要的灰色基础设施建设,在道路、广场、公园、大中小幼校园等区域,采用生态化改造,增加地表透水率。通过人工干预的方式,在特定区域划定生态保护与修复区,在条件允许的区域进行生态重塑,如:连通河流水网,增加人工湿地和生态林建设等。
影响 短板区域	天津、河北、山西、辽宁、吉林、黑龙江、上海、江苏、宁夏、新疆	可采用的 总体 指导 方针	提高非常规水的利用率,结合城市的降雨特征和地形地貌,规划设计城市级和非城市级的雨水收集设施,提高水资源量。积极宣传节水知识和推广节水技术,在生活生产上实现水资源的高效利用。采取水污染处理新技术和新方法,提高水污染处理能力。
响应 短板区域	北京、天津、河北、山西、内蒙古、辽宁、吉林、黑龙江、上海、浙江、安徽、福建、江西、山东、河南、湖北、湖南、广东、广西、海南、重庆、贵州、云南、西藏、陕西、甘肃、青海、宁夏、新疆	可采用的 总体 指导 方针	在确保财政支出合理分配下,增加环境保护支出,为环保产业的发展提供经济基础。加大再生水利用效率,在新城区建设时,应统一修建再生水供水管道,在旧城更新中,由于管道改造成本较高,可采用分布式的再生水利用设施。结合未利用的土地和湿地周边区域建设生态林,增加森林覆盖率的同时为湿地提供缓冲保护。

图 10 各短板类型区域可采用的总体指导方针

(二)划定流域水生态系统功能区

1. 中国水生态系统保护修复分区

《全国主体功能区规划(2010)》提出主体功能区规划应打破传统行政区划的限制。流域具有明显的跨行政区划特征,但缺乏具有全局性的水生态系统保护修复分区战略。结合图 9 中水网密度指数河流长度、水域面积、水资源量 3 个影响因子情况,将 9 大流域划分为极重要修复区(3 个影响

因子存在不足)、重要修复区(2 个影响因子存在不足)、一般修复区(1 个影响因子存在不足)、综合保护区 4 类(无不足因子)。不同类型的保护修复区应根据影响因子缺陷采用具有针对性的措施建议(见图 11)。黄河流域和海河流域水网密度指数的因子问题较大。后文以黄河流域和海河流域为例,贯彻上中下游差异治理的思想,进一步划定流域水生态系统功能分区。

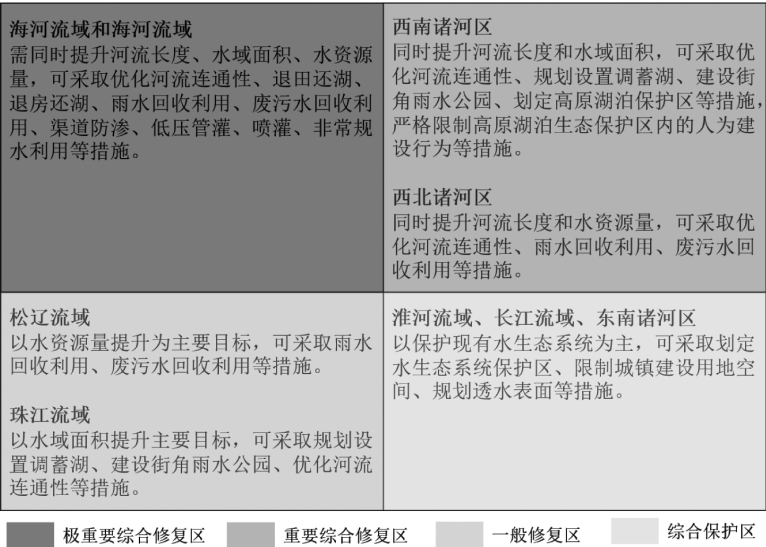


图 11 中国水生态系统保护修复分区类型、目标及措施

2. 黄河流域水生态系统功能分区

在 2019 年黄河流域生态保护和高质量发展座谈会上和 2020 年《黄河流域生态保护和高质量发展规划纲要》审议会上,都强调了黄河流域生态保护要做到中下游差异治理,因地制宜、分类施策、尊重规律。结合《黄河流域综合规划(2012—2030 年)》制定的一系列控制性指标,以改善黄河流域问题为主要目标,依据黄河流域界、江河流域界、支流流域界、省界将黄河流域水生态系统功能分为 3 类区域(见图 12a),其中黄河上游为水源涵养保护区,中游为水土保持和粮食安全保障区,下游为河流生态系统健康修复区。根据 3 类区域的问题、保护目标确定以下主要的保护措施。

(1)上游水源涵养保护区应注重对流域上游的生态敏感区的保护,推进生态保护修复和重点工程的建设,确保三江源自然保护区——“中华水塔”的供水安全性。同时需要注意河套灌区粮食

生产区的高质量发展。

(2)中游水土保持和粮食安全保障区内水土流失问题严重,一定程度上阻碍了汾渭平原粮食生产区的高质量生产。这一功能区肩负着水土流失治理和粮食安全保障两大重任,应继续在水土流失治理的基础上,推行植树种草、打坝建库、建设旱作梯田。在条件允许的情况下平整土地,修复基本农田,引水灌溉、贮水拦沙、改善粮食生产条件,从资源水利时代向生态可持续水利时代转变。

(3)下游河流生态系统健康修复区内有郑州、济南等大城市,黄河水位高于城市海拔形成了“悬河”,随着淤积河床继续抬高,威胁着郑州、济南等城市的安全;大城市的快速城镇化导致工业排放污染严重,水污染造成水生态系统破坏。因此这一功能区应主要实施河道和滩区综合提升治理工程,有效缓解下游淤积,降低洪涝灾害风险,严格

控制水污染排放,减少水污染物含量,实现改善河流生态系统健康的目标。

3. 海河流域水生态系统功能分区

《海河流域综合规划(2012—2030 年)》中提到“以流域为整体、水系为单元、山区重点保护、平原重点修复”的海河流域保护战略方针。将海河流域分为山区水源涵养保护区和平原水生态系统修复区 2 类水生态系统功能区(见图 12b),山区水源涵养保护区是以《全国主体功能区规划(2010)》中提到的太行山、燕山为主的水源涵养保护区,平原水生态修复区为除山区以外的区域。根据其问题、保护目标确定以下主要的保护措施。

(1)山区水源涵养保护区应以太行山—燕山山脉为重点保护区,对潘家口水库、大黑汀水库、密云水库、怀柔水库、于桥水库、官厅水库等水源提出严格的管控措施。治理面源污染,减少进入下游的污染物含量,减轻下游地区的水污染治理压力。通过加大山区水源地治理保护力度,加强上游河道生态修复,提高上游用水效率和河流

流量,增加进入下游的水资源量,缓解下游地区缺水问题。

(2)平原水生态系统修复区存在着严重的水质问题,回顾《海河流域水资源公报》发现,2012—2018 年,海河总体水质提升并不明显,Ⅲ类及以上水质的河流占比仅从 34.6% 上升到 42.6%,上升幅度甚至远低于同期的黄河流域水质上升幅度(55.5% 上升到 73.8%)。其中,平原水生态系统修复区中的徒骇—马颊河为海河流域中水质最差的水系,其Ⅲ类及以上水质的河流占比仅为 15.3%。重点管控徒骇—马颊河水质,控制徒骇河、马颊河两侧的工业污染物排放量,在河道两侧修建人工湿地,利用湿地的物理和化学作用提升河流水质。重点保护修复海河流域的衡水湖、白洋淀、大黄堡、团泊湖、北大港、七里海等湿地,通过生态调水保障湿地生态环境用水,控制建成区规模并保障湿地不被侵蚀;通过建设人工湿地增加湿地数量,构建湿地保护修复区和湿地公园体系等。

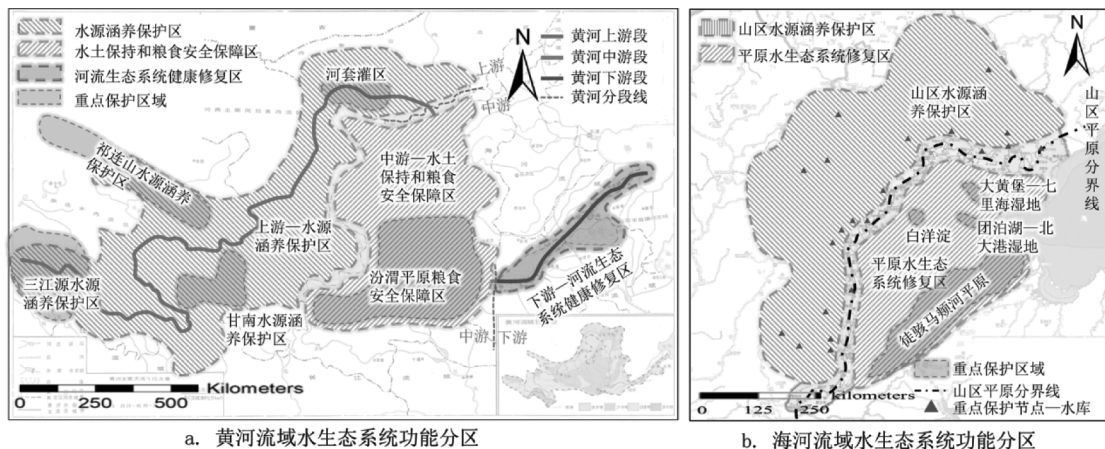


图 12 流域水生态系统功能分区

(三)划分中国湿地保护修复区

《全国湿地保护“十三五”实施规划(2016 年)》提到:“中国湿地保护已经从抢救性保护转变为自然恢复为主、与人工修复相结合的全面保护”。中国已基本形成了以湿地自然保护区为主体,国际重要湿地、湿地公园相结合的湿地保护网络体系^[51]。结合中国国家级湿地自然保护区、国家湿地公园、国家城市湿地公园、重要湿地省域分

布指数^[52]与 2018 年中国 31 个省份湿地保护修复成效分区,本文将中国湿地保护修复区划分为 6 种类型(见图 13),根据不同类型的点推进湿地保护修复工作。以湿地红色保护修复区为例,这类区域内的湿地数量少且湿地资源持续受到破坏。首先,由于自然湿地恢复缓慢,在条件允许的情况下应大量增加人工湿地数量和面积,如修建人工湖、水产养殖区、水库等。需要注意的是,不同气

候区域的人工湿地建设成效不一致,如:海南省气温较高,人工湿地成效较高;而吉林省等气温较低,人工湿地成效较低,应多采用自然湿地恢复手段。其次,采用“自然修复为主,人工修复为辅”的

修复策略,对湿地动植物生境、湖泊、河流、沼泽、湿地文化等方面进行修复和保护,划定湿地保护范围,限制旅游活动和建设开发等行为,降低人类的过度干扰,避免湿地资源的进一步减少。

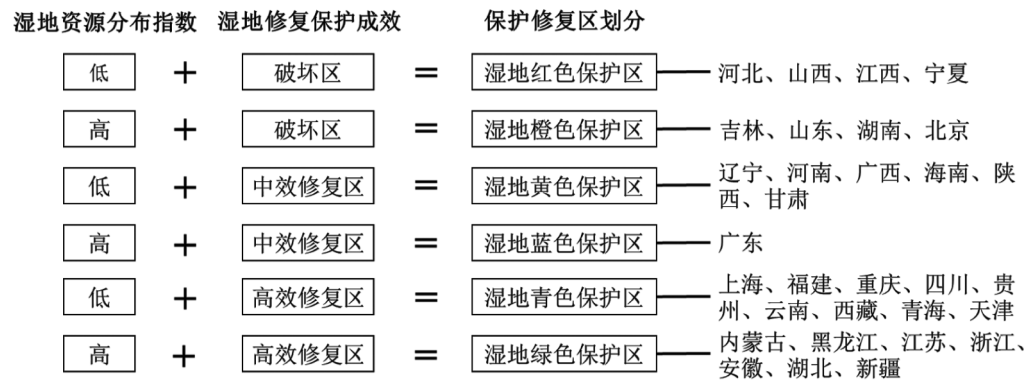


图 13 中国 31 个省份的湿地保护修复区划分

(四)优化中国城镇体系

中心地理论长期以来影响着中国的城镇体系,随着人流、物流、信息流、资金流在城市间的加速流动,城市网络理论逐渐受到重视,其关注了城市间的水平关系,与中心地理论共同促进城镇体系的发展^[53]。随着市场经济体制的确立,企业和个人作为经济活动主体的状态日趋形成,中国城镇体系的组织原则也随之发生变革。《十三五规划》强调了“增强中心城市辐射带动功能”和“加快发展中小城市和特色镇”两方面的目标。结合全球城市的研究建议^[54]、国家中心城市的确定、《关于调整城市规模划分标准的通知》的内容,将中国

城镇体系划分为全球城市、国家中心城市、区域中心城市等 10 个类型,构成网络化城镇体系(见图 14)。按照城镇体系的类型,应着重发展其核心功能,避免与区域内其他城市同质化竞争,引导城市合理发展^[55]。根据城镇的特征着重发展其优势产业,通过优势产业错位发展,以达到和区域内其他城市共同发展的目标,最终提高城镇社会经济发展水平。从而提高城镇对人口流动的吸引力,进一步降低人口的外流,减轻发达地区城镇人口压力的同时,为欠发达地区提供所需要的人口支撑,从而促使城镇的建成区均衡发展,进而控制部分地区发展过快导致的建成区对水生态系统空间侵蚀。

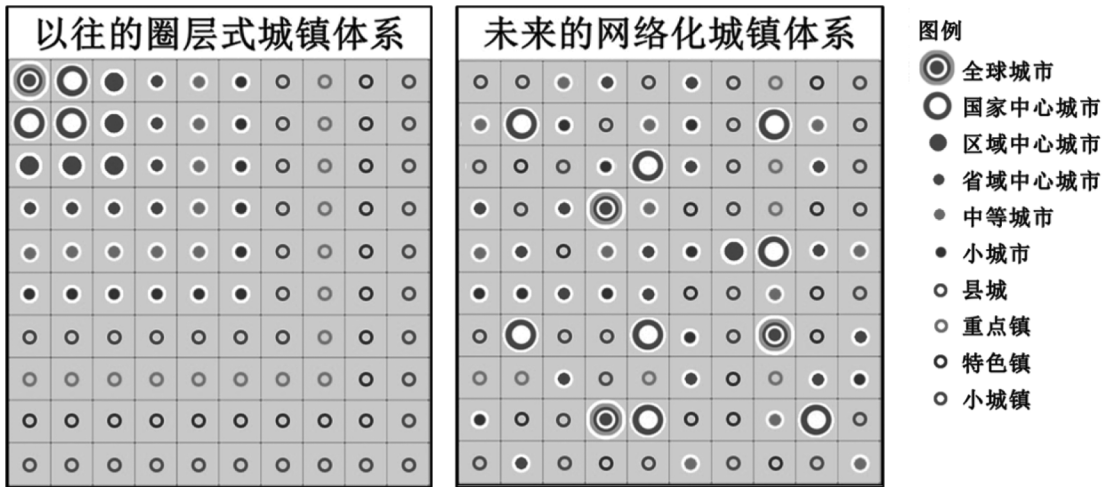


图 14 网络化的城镇体系示意

五、结论与展望

本文利用 DPSIR 模型构建评价体系,采用改进的级差最大化组合赋权法确定评价指标组合权重,以中国31个省份为研究对象,根据总体分析和代表性评价指标分析结果,提出了水生态韧性优化战略思考。水生态系统具有明显的跨行政区的特征,《中国环境统计年鉴》及各大流域的《水资源公报》均有统计流域的水资源总量、节水灌溉面积、供用水情况等自然生态系统现状,但缺少流域人工生态系统的现状数据。本文的评价体系涵盖了人工生态系统和自然生态系统两个方面的评价指标,为了研究顺利进行,本文以行政区作为研究对象的基本单元。随着未来统计数据的完善,今后研究可尝试突破行政区边界,以流域作为研究对象的基本单元。水生态韧性的研究是一个复杂的课题,本文研究限于篇幅,仅从空间规划角度提出优化战略思考,未来还可从政府管理、基础设施等方面开展多角度的深入研究,持续探索水生态韧性的内在作用机制和提升路径。

参考文献:

- [1] 邓宗兵, 苏聪文, 宗树伟, 等. 中国水生态文明建设水平测度与分析[J]. 中国软科学, 2019(9): 82-92.
- [2] 翟国方, 邹亮, 马东辉, 等. 城市如何韧性[J]. 城市规划, 2018, 42(2): 42-46, 77.
- [3] XIONG W, LI Y, PFISTER S, et al. Improving water ecosystem sustainability of urban water system by management strategies optimization[J]. Journal of environmental management, 2020, 254: 109766.
- [4] SPASH C L, URAMA K, BURTON R, et al. Motives behind willingness to pay for improving biodiversity in a water ecosystem: economics, ethics and social psychology[J]. Ecological economics, 2009, 68(4): 955-964.
- [5] HOLLING C S. Resilience and stability of ecological systems[J]. Annual review of ecology and systematics, 1973, 4(1): 1-23.
- [6] FOLKE C. Resilience: the emergence of a perspective for social-ecological systems analyses[J]. Global environmental change, 2006, 16(3): 253-267.
- [7] 周利敏. 从社会脆弱性到社会生态韧性: 灾害社会科学研究的范式转型[J]. 思想战线, 2015, 41(6): 50-57.
- [8] 余中元, 李波, 张新时. 社会生态系统及脆弱性驱动机制分析[J]. 生态学报, 2014, 34(7): 1870-1879.
- [9] LOPEZ-MARRERO T, TSCHAKERT P. From theory to practice: building more resilient communities in flood-prone areas[J]. Environment & urbanization, 2011, 23(1): 229-249.
- [10] MEEROW S, NEWELL J P, STULTS M. 城市韧性的定义评述[J]. 城市规划学刊, 2016(3): 125-126.
- [11] 廖桂贤, 林贺佳, 汪洋. 城市韧性承洪理论——另一种规划实践的基础[J]. 国际城市规划, 2015, 30(2): 36-47.
- [12] 朱新涛. 学科壁垒、学术堡垒与高等学校学科建设[J]. 江苏高教, 2003(2): 81-83.
- [13] AZNAR-SÁNCHEZ J A, VELASCO-MUÑOZ J F, BELMONTE-UREÑA L J, et al. The worldwide research trends on water ecosystem services[J]. Ecological indicators, 2019, 99: 310-323.
- [14] LANE B, ORTIZ-PARTIDA J P, SANDOVAL-SOLIS S. Extending water resources performance metrics to river ecosystems[J]. Ecological indicators, 2020, 114: 106336.
- [15] 鲍超, 贺东梅. 京津冀城市群水资源开发利用的时空特征与政策启示[J]. 地理科学进展, 2017, 36(1): 58-67.
- [16] 蒋祺, 郑伯红. 城市雨洪调蓄空间对洪涝灾害影响研究——以长沙市2017年洪涝灾害为例[J]. 自然灾害学报, 2018, 27(3): 29-38.
- [17] KAUR M, HEWAGE K, SADIQ R. Investigating the impacts of urban densification on buried water infrastructure through DPSIR framework[J]. Journal of cleaner production, 2020: 120897.
- [18] 张晓. 中国水污染趋势与治理制度[J]. 中国软科学, 2014(10): 11-24.
- [19] 白立敏, 修春亮, 冯兴华, 等. 中国城市韧性综合评估及其时空分异特征[J]. 世界地理研究, 2019, 28(6): 77-87.
- [20] SHAW R, TEAM I. Climate disaster resilience: focus on coastal urban cities in Asia[J]. Asian journal of environment and disaster management, 2009, 1: 101-116.
- [21] 侯彩霞, 周立华, 文岩, 等. 生态政策下草原社会——生态系统恢复力评价——以宁夏盐池县为例[J]. 中国人口·资源与环境, 2018, 28(8): 117-126.
- [22] 倪晓露, 黎兴强. 韧性城市评价体系的三种类型及其新的发展方向[EB/OL]. (2019-09-10) [2021-01-21]. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/11.5583.TU.20190909.0952.002.html>.
- [23] SMEETS E, WETERINGS R. Environmental indicators: typology and overview[J]. European environment agency, 1999, 25(25): 19.
- [24] 王怡然, 张大红, 吴宇伦. 基于 DPSIR 模型森林生态

安全时间与空间变化分析——以浙江省 79 个县区为例[J]. 生态学报, 2020(8): 1-9.

[25] 陈丹羽. 基于压力—状态—响应模型的城市韧性评估[D]. 武汉: 华中科技大学, 2019.

[26] SARKKI S, KOMU T, HEIKKINEN H I, et al. Applying a synthetic approach to the resilience of Finnish reindeer herding as a changing livelihood[J]. Ecology and society, 2016, 21(4): 14.

[27] 李刚, 李建平, 孙晓蕾, 等. 兼顾序信息和强度信息的主客观组合赋权法研究[J]. 中国管理科学, 2017, 25(12): 179-187.

[28] 李刚, 迟国泰. 级差最大化组合赋权的人的全面评价模型及实证[J]. 中国软科学, 2009(9): 147-155.

[29] 李刚, 李建平, 孙晓蕾, 等. 主客观权重的组合方式及其合理性研究[J]. 管理评论, 2017, 29(12): 17-26, 61.

[30] LU Y, WANG R, ZHANG Y, et al. Ecosystem health towards sustainability[J]. Ecosystem health and sustainability, 2015, 1(1): 1-15.

[31] MAES J, LIQUETE C, TELLER A, et al. An indicator framework for assessing ecosystem services in support of the EU Biodiversity Strategy to 2020[J]. Ecosystem services, 2016, 17: 14-23.

[32] Development Assistance Committee. Better criteria for better evaluation[EB/OL]. (2019-12-10)[2021-01-17]. <http://www.oecd.org/dac/evaluation/daccriteriaforevaluatingdevelopmentassistance.htm>.

[33] WU Y, QUE W, LIU Y, et al. Is resilience capacity index of Chinese region performing well? evidence from 26 provinces[J]. Ecological indicators, 2020, 112: 106088.

[34] 苏伟洲. 水资源承载力与城市经济社会协调发展研究[D]. 成都: 西南交通大学, 2017.

[35] FREEMAN S S G, BROWN C, CAÑADA H, et al. Resilience by design in Mexico city: a participatory human-hydrologic systems approach[J]. Water security, 2020, 9: 100053.

[36] ARFANUZZAMAN M, RAHMAN A A. Sustainable water demand management in the face of rapid urbanization and ground water depletion for social-ecological resilience building[J]. Global ecology and conservation, 2017, 10: 9-22.

[37] 陈天, 李阳力. 生态脆弱性视角下城市水环境导向的城市设计策略[J]. 中国园林, 2018, 34(12): 17-22.

[38] 新浪财经综合. 经济学家之间爆发“口水战”: 6, 保还是不保? [EB/OL]. (2019-12-11)[2020-03-05]. <https://finance.sina.com.cn/china/gncj/2019-12-11/doc-iihnhzfz5014574.shtml>.

[39] 刘伟. 正确认识经济增速放缓的特点和趋势[J]. 中国党政干部论坛, 2020(1): 6-13.

[40] 张彩云, 田荣华. 经济增长对生态环境的作用机理——基于空间经济学角度的分析[J]. 现代管理科学, 2015(8): 91-93.

[41] 毕克新, 杨朝均, 隋俊. 跨国公司技术转移对绿色创新绩效影响效果评价——基于制造业绿色创新系统的实证研究[J]. 中国软科学, 2015(11): 81-93.

[42] 邓宗兵, 何若帆, 陈征, 等. 中国八大综合经济区生态文明发展的区域差异及收敛性研究[J]. 数量经济技术经济研究, 2020, 37(6): 3-25.

[43] 于法稳, 方兰. 黄河流域生态保护和高质量发展的若干问题[J]. 中国软科学, 2020(6): 85-95.

[44] 吕振豫, 穆建新. 黄河流域水质污染时空演变特征研究[J]. 人民黄河, 2017, 39(4): 66-70, 77.

[45] 杨平. 水土保持在促进黄河水资源高效利用中的作用[J]. 西北林学院学报, 2005(3): 108-111.

[46] 黄本胜, 李深林, 邱静, 等. 脏盆理论——一种基于河湖水质影响的地表水资源评价新方法[J]. 水利学报, 2021, 52(2): 150-157.

[47] 牛振国, 张海英, 王显威, 等. 1978—2008 年中国湿地类型变化[J]. 科学通报, 2012, 57(16): 1400-1411.

[48] 周婷, 马姣娇, 徐颂军. 2003—2013 年中国湿地变化的空间格局与关联性[J]. 环境科学, 2020, 41(5): 2496-2504.

[49] 蒋好雨, 陈荣蓉, 杨朝现, 等. 西部平原区生态用地时空动态特征及环境效应[J]. 水土保持研究, 2021, 28(2): 203-209.

[50] 陈晓红, 张文忠, 张海峰. 中国城市空间拓展与经济增长关系研究——以 261 个地级市为例[J]. 地理科学, 2016, 36(8): 1141-1147.

[51] 郑兆润, 张海英, 牛振国, 等. 中国国家级湿地自然保护区保护成效初步评估[J]. 科学通报, 2012, 57(4): 207-230.

[52] 周晶, 章锦河, 陈静, 等. 中国湿地自然保护区、湿地公园和国际重要湿地的空间结构分析[J]. 湿地科学, 2014, 12(5): 597-605.

[53] 程遥, 王理. 流动空间语境下的中心地理论再思考——以山东省域城市网络为例[J]. 经济地理, 2017, 37(12): 25-33.

[54] 顾朝林, 俞滨洋, 张悦, 等. 新时代全国城镇体系规划研究[J]. 城市与区域规划研究, 2017, 9(4): 1-33.

[55] 谭锐. 湾区城市群产业分工: 一个比较研究[J]. 中国软科学, 2020(11): 87-99.

(本文责编: 王延芳)