

中国城市水资源短缺类型与发展轨迹识别 ——以32个主要城市为例

赵孝威^{1,2}, 张洪波^{1,3}, 李同方^{1,2}, 冶兆霞^{1,2},
薛超伟^{1,2}, 张雨柔^{1,2}, 杨志芳^{1,2}

(1. 长安大学水利与环境学院, 西安 710054; 2. 长安大学旱区地下水文与生态效应教育部重点实验室, 西安 710054; 3. 长安大学水利部旱区生态水文与水安全重点实验室, 西安 710054)

摘要: 基于主成分分析法和组基多轨迹模型, 对中国32个主要城市进行了水资源短缺程度评价与缺水类型识别, 并探究了城市缺水类型转化以及水资源管理风险问题。研究表明: (1) 中国城市的水资源短缺程度具有明显的空间分异性, 主要表现为由东南向西北逐渐加深, 缺水城市以北方城市为主。(2) 西北片区城市以资源—工程型缺水为主导, 华北与东北片区大部分属于资源型和管理型缺水, 南方城市多表现为工程型和水质型缺水。(3) 缺水越严重的地区, 城市缺水问题亦越复杂, 且驱动因素具有时变性, 城市扩张和GDP增长的交织影响常引发城市缺水类型或主导位置的转换, 甚至导致城市缺水风险实质化。(4) 城市规模越大、GDP总量越高, 越易出现管理型缺水问题。

关键词: 水资源短缺; 主要城市; 主成分分析; 组基多轨迹建模; 类型识别; 发展轨迹

水资源是人类社会可持续发展的重要物质^[1]。然而, 随着经济社会不断发展, 水资源短缺问题已成为中国可持续发展的严重制约因素^[2,3]。尤其是在人口和经济集中的城市地区, 城市空间的扩张和经济规模的增长等都在持续驱动水资源需求的增加^[4], 诱发区域水安全危机。此外, 由于地理位置、水资源禀赋以及发展状况的差异性, 不同城市在水资源的开发利用过程中, 所面临抑或是暴露的问题并不相同, 危机根源具有多元性。城市发展的阶段不同, 其面临的水资源短缺问题也会发生变化, 其发展轨迹会随着城市发展阶段的改变, 呈现出不同的危机转化或发展过程。因此, 探索城市水资源短缺的类型及其发展轨迹, 认识城市水资源短缺与城市发展过程之间的协同关系尤为重要。

目前, 水资源短缺研究主要涉及三个方面: 一是水资源短缺程度的评价。人均水资源占有量^[5,6]是最早也是最广泛的用以衡量区域水资源短缺程度的评判指标。其后, 随着学界对水资源短缺问题的认识不断深入, 基于不同视域的评价方法与体系被陆续应用到水资源短缺的评价研究中。Ohlsson^[7]将人类社会的发展状况纳入水资源短缺评价系统, 提出了社会水资源短缺指数 (Social Water Scarcity Index, SWSI) 的概念。赵勇等^[8]在分析城市供、需水状况的基础上, 借助缺水率来衡量中国城市的水资源短缺程度, 发现缺水最严重的是华北地区城市, 东北地区紧随其后。为了应对不同评价方法间评价结果的差

收稿日期: 2023-04-10; 修订日期: 2023-07-19

基金项目: 国家自然科学基金项目 (51979005); 长安大学中央高校基本科研业务费专项资金项目 (300102293201); 陕西省自然科学基金基础研究计划 (2022JQ-341)

作者简介: 赵孝威 (1999-), 男, 河南驻马店人, 硕士, 研究方向为水文学及水资源。

E-mail: 2021129020@chd.edu.cn

通讯作者: 张洪波 (1979-), 男, 辽宁沈阳人, 博士, 教授, 研究方向为水文学及水资源。

E-mail: hbzhang@chd.edu.cn

异性问题,梁媛等^[9]提出了基于循环修正的水资源短缺评价模型,有效地改善了评价结果的不一致性。王崑等^[10]从压力—状态—响应的评价角度出发,结合DCE(Dynamic Comprehensive Evaluation)理论,研究了北京市各区县水资源短缺程度与动态变化趋势。此外,刘俊国等^[11]从水量—水质—生态三个重要的水资源要素入手,构建了三维(“质—量—生”)水资源短缺评价体系,进一步扩充了水资源短缺评价方法系统。二是水资源短缺类型的识别。相关研究主要从天然水资源禀赋、供水水平、水资源利用效率和水质状况四个方面将水资源短缺类型划分为资源型、工程型、管理(效率)型和水质型缺水^[12]。部分学者还将由于区域水资源数量与当地人口和经济规模不相匹配引起的缺水归类为过载型缺水^[13],也有学者通过测算社会系统对水资源短缺的响应能力,提出了适应型缺水的概念^[14]。此外,多种因素同时作用造成的水资源短缺问题被称作混合型或综合型缺水^[15]。三是水资源短缺的归因分析。大量研究表明,天然水资源量的匮乏^[16]与不断膨胀的人口^[17]是造成区域水资源短缺的主要归因,而随着人类经济社会的发展,频繁出现的水污染现象使水资源短缺问题愈发严峻和复杂^[18]。与此同时,全球气候变化^[19]、极端天气事件增加^[20]、用水效率低下^[21]以及不合理的经济结构^[22]等也是限制水资源可持续利用的重要因素。

梳理已有研究成果可知,有关区域水资源短缺的研究已取得长足的进展,既有国家^[23]和流域^[24]尺度的,也有省份^[25]与城市^[26]尺度的,且采用的研究方法或手段也都不尽相同^[27,28]。但现有研究大多聚焦于水资源短缺程度评价和短缺类型及归因分析,受限于技术手段,目前对水资源短缺问题的发展轨迹、类型转化以及与城市发展之间的关联研究尚不深入,没有很好地探明城市在不同发展阶段可能遇到的水资源短缺问题。而近年来提出的组基轨迹模型(Group-Based Trajectory Model, GBTM)为水资源短缺的发展轨迹研究提供了可能。GBTM是研究变量随时间变化的发展轨迹的一种方法,其最早起源于犯罪学领域^[29],随着模型的改进与应用范围的扩展,还出现了可分析多维度纵向变量间关系的组基多轨迹模型(Group-Based Mult-Trajectory Model, GBMTM),并在医学^[30]和社会学^[31]等领域得到了广泛的应用。GBTM在纵向数据的处理中具有独特的优势^[32],它能充分利用时序变量信息,且模型结果可呈现为简洁清晰的图像^[33],这样的模型特点可为本领域的研究提供极大的便利。

鉴于此,本文拟将GBTM引入水文学及水资源领域,在区域水资源短缺程度评价的基础上,进一步利用其开展水资源短缺驱动因素、类型转换以及发展轨迹的识别与分析。具体而言,选取中国32个主要城市为评估对象,基于构建的城市水资源短缺程度评价体系,应用主成分分析法(PCA)对32个城市2011—2020年的水资源短缺程度进行综合评价与空间展布,并透过各主成分释义,划定32个城市的水资源短缺类型,进一步通过GBMTM模型对城市水资源短缺类型的演化特征与发展轨迹进行识别及分析,以图探明不同类型城市在不同阶段水资源短缺的诱因,梳理城市发展与水资源短缺的伴生关系,进而为城市发展过程中的水安全与高质量发展提供科学参考。

1 研究方法与数据来源

1.1 研究方法

1.1.1 主成分分析法

作为一种客观评价方法,主成分分析法在高维数据的分析处理中具有显著的优势^[34],

其首先将原本相互关联的多维指标重组为少数相互独立的主成分, 并通过主成分进行统计分析, 避免了多维指标的信息重叠与冗余。重组得到的主成分包含了原多维指标的绝大部分信息, 使评价更加清晰简便的同时又不失其有效性。因此, 本文拟应用主成分分析法构建城市水资源短缺程度评价模型, 具体步骤如下:

(1) 原始数据的预处理。数据标准化和负向指标的正向化是综合评价的必要步骤, 目的是消除评价指标间量纲和数量级的差异, 使各指标具有一致性和可比性^[35]。

使用Z-Score公式将原始数据标准化, 对于正向指标:

$$I_{ij} = (X_{ij} - \bar{X}_j) / S_j \quad (1)$$

对于负向指标:

$$I_{ij} = (\bar{X}_j - X_{ij}) / S_j \quad (2)$$

式中: i 为评价对象序列; j 为评价指标序列; I_{ij} 为第 i 个评价对象的第 j 个评价指标的标准化数值; X_{ij} 为第 i 个评价对象的第 j 个评价指标的原始值; \bar{X}_j 和 S_j 分别为第 j 个指标的样本均值和样本标准差。

(2) 主成分筛选。根据标准化数据计算相关系数矩阵 R , 并得到相关系数矩阵的特征值和特征向量, 选取特征值大于 1 且方差累计贡献率超过 80% 的最小成分数 p 为主成分个数, 方差累计贡献率按下式计算:

$$\alpha = \sum_{j=1}^p \alpha_j / \sum_{j=1}^n \alpha_j \quad (3)$$

式中: α 为方差累计贡献率; p 为主成分个数 (个); α_j 为第 j 个指标的方差贡献率; n 为指标总个数 (个)。

(3) 根据特征值和特征向量计算主成分荷载值:

$$b_{kj} = u_{kj} / \sqrt{\lambda_k} \quad (4)$$

式中: b_{kj} 为第 k 个主成分中第 j 个指标的荷载值; u_{kj} 为第 k 个主成分中第 j 个指标的特征向量值; λ_k 为第 k 个主成分的特征值。

(4) 计算各主成分评价价值, 对于第 i 个评价对象有:

$$F_{ik} = \sum_{j=1}^{k=p, j=n} b_{kj} I_{ij} \quad (5)$$

式中: F_{ik} 为第 i 个评价对象的第 k 个主成分评价价值。

(5) 建立缺水程度主成分评价模型, 第 i 个评价对象的综合评分计算如下:

$$F_i = \sum_{k=1}^{k=p} M_{ik} \quad (6)$$

$$M_{ik} = \alpha_k F_{ik} / \alpha \quad (7)$$

式中: F_i 为第 i 个评价对象的综合评分; M_{ik} 为第 i 个评价对象的第 k 个主成分加权值; α_k 为第 k 个主成分的方差贡献率; α 为 p 个主成分的方差累计贡献率。

1.1.2 组基多轨迹建模

组基轨迹模型 (Group-Based Trajectory Model, GBTM) 是有限混合建模的一种应用, 能够识别总体中遵循相似发展轨迹的个体群组, 并给出相应的拟合轨迹^[36]。因其半参数性质, 当轨迹未知时, GBTM 可用于近似轨迹的总体分布, 模型分组越多, 分组结果就越接近原始数据的分布情况, 对实际情况的刻画也就更加精确。目前主流的统计软件 SAS 和 Stata 均可实现 GBTM 的应用, 建模插件来源于 <https://www.andrew.cmu.edu/user/bjones/>。

组基多轨迹建模 (Group-based Multi-trajectory Modeling, GBMTM) 是 GBTM 的推广应用扩展。不同于 GBTM 只能根据单一变量进行相似群组的识别与描述, GBMTM 可同时根据多个变量进行建模分组, 并对比不同变量的轨迹形态, 探索各变量间的关系。假设总体由 J 个轨迹组构成, 用 $Y_i = (y_{i1}, y_{i2}, \dots, y_{iT})$ 表示个体 i 在 T 时间内指标的纵向观测值, 则 Y_i 的概率 $P(Y_i)$ 可表示如下:

$$P(Y_i) = \sum_{j=1}^J \pi_j P^j(Y_i) \quad (8)$$

式中: π_j 为随机选择的个体属于组 j 的概率, 即总体中组 j 的占比; $P(Y_i)$ 为 Y_i 的概率分布函数, 表示个体 i 在组 j 中观测值为 Y_i 的概率。

对于给定的轨迹组 j , 假定其组成员变量值在时间线上具有条件独立性, 即 Y_i 中的 y_{it} 独立于 t 时间之前的值 $y_{it-1}, y_{it-2}, \dots$, 因此:

$$P^j(Y_i) = \prod_{t=1}^T p^j(y_{it}) \quad (9)$$

式中: $p^j(y_{it})$ 为给定轨迹组 j 中 y_{it} 的概率分布函数。

模型的参数一般由极大似然估计法 (Maximum Likelihood Estimate, MLE) 估计得到, $p^j(y_{it})$ 可以服从正态分布 (Normal Distribution)、删失正态分布 (Censored Normal Distribution) 以及泊松分布 (Poisson Distribution) 等, 其区别在于似然函数的具体形式不同, 关于 GBMTM 更详细的介绍可参考 Nagin 等^[37]的研究, 此处不再赘述。

根据 Nagin 等^[37]总结的模型准确度检验方法, 本文选取以下两种方法作为衡量标准:

(1) 组成员平均后验分配概率 (Average Posterior Probability, AvePP) 不小于 0.7, 其中, 个体 i 属于组 j 的后验概率按下式计算:

$$\hat{P}(j|Y_i) = \frac{\hat{P}(Y_i|j)\hat{\pi}_j}{\sum_{j=1}^J \hat{P}(Y_i|j)\hat{\pi}_j} \quad (10)$$

式中: $\hat{P}(Y_i|j)$ 为组 j 中个体 i 的实际分配概率; $\hat{\pi}_j$ 为组成员概率。

(2) 组成员概率与 $\hat{\pi}_j$ 对应组样本占比 P_j 之间的一致性检验。

1.2 研究对象、指标选取及数据来源

1.2.1 研究对象

选取中国不同省份和自治区的 32 个主要城市作为评估对象, 包括 4 个直辖市 (北京、上海、天津、重庆), 23 个省会城市 (太原、呼和浩特、沈阳、长春、南京、杭州、合肥、福州、南昌、济南、郑州、武汉、长沙、广州、南宁、成都、贵阳、昆明、西安、兰州、西宁、银川、乌鲁木齐), 以及 5 个计划单列市 (大连、青岛、宁波、厦门、深圳)。选取的研究城市为中国发展水平较高的大中城市群体, 且在空间分布上覆盖广泛, 涵盖了 27 个省级行政区, 能够暴露出更多的城市水资源短缺问题, 以便为广大的中小城市群体的水安全与高质量发展提供经验和参考。

1.2.2 指标选取与数据来源

综合评价是一项系统性和复杂性的工作, 评价体系的设计应充分考虑科学性、显著性、系统性与实际性的原则^[38]。本文在参考已有研究中所涉及的常用评价指标^[10,39-42]的基础上, 结合中国 32 个主要城市统计期 (2011—2020 年) 内的发展特点, 筛选了 14 项指标, 构建城市水资源短缺程度评价指标体系, 如表 1 所示。

表1 城市水资源短缺程度评价指标体系
Table 1 Evaluation index system of urban water scarcity

目标层A	准则层B	指标层C	计算公式	量纲	指标来源
城市水资源 短缺程度评 价/A	水资源量/B1	降水量/C1 (-)	查阅资料	m ³ /人	[39]
		产水模数/C2 (-)	水资源总量/土地面积	万 m ³ /km ²	[39]
		径流系数/C3 (-)	径流量/降水量	—	[40]
		产水系数/C4 (-)	水资源总量/降水总量	—	[40]
	社会经济状况/B2	人口密度/C5 (+)	总人口/土地面积	人/km ²	[40]
		GDP模数/C6 (+)	GDP/土地面积	万元/km ²	[41]
		城镇化率/C7 (+)	城镇人口/总人口	%	[10]
		人均供水量/C8 (-)	供水总量/总人口	m ³ /人	[41]
	供用水情况/B3	供水模数/C9 (-)	供水总量/土地面积	万 m ³ /km ²	[41]
		地下水供水比重/C10 (+)	地下水供水量/供水总量	%	[40]
		万元GDP用水量/C11 (+)	用水总量/GDP	m ³ /万元	[39]
		万元工业增加值用水量/C12 (+)	工业用水量/工业增加值	m ³ /万元	[10]
	水环境状况/B4	污水处理能力/C13 (-)	查阅资料	m ³ /天	[10]
		人均工业废水排放量/C14 (+)	工业废水排放总量/总人口	t/人	[42]

注：表中牵涉到的人口指标均为常住人口；指标层中，(+)表示正向指标，(-)表示负向指标。

各指标的基础数据来源于各省市水资源公报（2011—2020年）、统计年鉴（2012—2021年）以及中国城市建设统计年鉴（2011—2020年）。为了保证基础数据的完整性与可靠性，在梳理各城市水资源相关数据时，重点以市级单位发布的水资源公报与统计年鉴为主要数据来源，并通过省统计局发布的数据来填补部分数据缺失值，对仍有缺漏的按其前后年份的变化趋势进行插补。

2 结果分析

2.1 主要城市水资源短缺程度评价与时空分布特征

2.1.1 水资源短缺程度评价

根据主成分分析法的计算步骤，借助SPSS软件进行原始数据的预处理与城市水资源短缺程度的综合评价。以2011年为例，计算14个评价指标的特征值及方差贡献率，结果如表2所示。由表2可知，当 $p=4$ 时，方差累计贡献率为86.174% (>80%)，能够涵盖原指标体系的绝大多数信息，故选取4个主成分代替14个原始指标进行统计分析。根据主成分筛选原则，确定2011—2020年的主成分个数均为4个。

对32个主要城市2011—2020年的水资源短缺状况进行综合评价，计算各城市水资源短缺指数均值并进行排名（表3）。结果显示，呼和浩特市缺水最为严重，而广州市水资源状况相对最为丰裕。

2.1.2 水资源短缺程度分级与时空分布特征

根据2011—2020年的评分均值，将32个城市的缺水状况划分为四个等级，即严重缺水 ($F>1.2$)、缺水 ($0<F<1.2$)、脆弱 ($-1.1<F<0$) 及相对富水 ($F<-1.1$)，具体划分结果及其空间分布如图1所示。

表2 2011年主成分提取分析表

Table 2 Principal component extraction analysis in 2011

成分	初始特征值			提取平方和载入		
	特征值	贡献率/%	累计贡献率/%	特征值	贡献率/%	累计贡献率/%
1	5.649	40.349	40.349	5.649	40.349	40.349
2	3.354	23.959	64.307	3.354	23.959	64.307
3	1.948	13.917	78.224	1.948	13.917	78.224
4	1.113	7.950	86.174	1.113	7.950	86.174
5	0.538	3.843	90.017			
6	0.418	2.985	93.003			
7	0.374	2.672	95.674			
...			
12	0.026	0.186	99.842			
13	0.014	0.098	99.940			
14	0.008	0.060	100.000			

表3 32个主要城市2011—2020年水资源短缺程度评分均值

Table 3 Water scarcity degree scoring average of 32 major cities in 2011-2020

城市	<i>F</i>	排名	城市	<i>F</i>	排名	城市	<i>F</i>	排名
呼和浩特	1.79	1	长春	1.10	12	成都	-1.13	23
太原	1.62	2	西安	0.86	13	长沙	-1.14	24
银川	1.56	3	西宁	0.74	14	重庆	-1.18	25
兰州	1.42	4	大连	0.63	15	宁波	-1.25	26
沈阳	1.38	5	昆明	0.39	16	福州	-1.41	27
青岛	1.33	6	合肥	-0.15	17	杭州	-1.48	28
郑州	1.31	7	南京	-0.60	18	上海	-1.54	29
乌鲁木齐	1.20	8	厦门	-0.60	19	南昌	-1.80	30
北京	1.17	9	贵阳	-0.72	20	深圳	-2.04	31
济南	1.11	10	南宁	-0.73	21	广州	-2.20	32
天津	1.10	11	武汉	-0.73	22			

注：*F*表示各市10年的评分均值，*F*值越大，表示城市缺水程度越高。

从空间分布来看，缺水和富水城市的南北分布差异明显，缺水程度较低的城市均位于中国南方地区，而缺水和严重缺水城市大多位于中国北方地区。其中比较例外的是昆明市，虽然其位于中国水能资源最丰富的西南地区，但仍属于缺水城市。由此可见，天然的水资源禀赋状况对城市缺水状况具有十分重要的影响，但不能保证水资源丰富的地区就一定不缺水，城市缺水与否还受到当地社会经济发展水平、用水效率水平以及水环境状况等多种因素的影响。

图2为依据水资源短缺等级绘制的32个主要城市2011—2020年水资源短缺状况的热力图。图2中，由上至下为按照城市水资源短缺程度评分均值排序的结果，红色越深表示地区水资源短缺越严重，蓝色越深则表示水资源短缺状况相对微小。从图中的色块分布来看，纳入评估范围的32个主要城市中，有一半属于缺水和严重缺水城市，而评估结果为相对富水的城市不到四分之一。此外，各水资源短缺等级间差异明显，从各区间的

颜色分布上可明显观察到各水资源短缺等级间的显著差异。

为了更直观地对比同一水资源短缺等级内各城市的水资源短缺状况及其演化趋势，绘制不同缺水等级主要城市的簇状柱形图，如图3所示。其中，子图a、b、c、d分别对应相对富水、脆弱、缺水和严重缺水四个城市水资源短缺等级。由图3a可知，7个水资源状况相对富水的城市中，杭州、福州和宁波3市的水资源短缺程度有逐年增大的趋势，水资源状况逐渐向脆弱区靠近，而成都和贵阳，水资源短缺程度评分已处于相对富水区的边缘，随时有可能跌入脆弱区。广州、深圳、南昌和上海4市的水资源短缺状况总体向好的方向发展，其中，变化最为明显的是上海市，2011年时水资源短缺程度评分已接近脆弱区，而在2020年几乎赶上了整体用水状况最优的广州市。

在图3b所表征的9个脆弱性城市中，各城市水资源短缺程度评分的年际变化趋势不

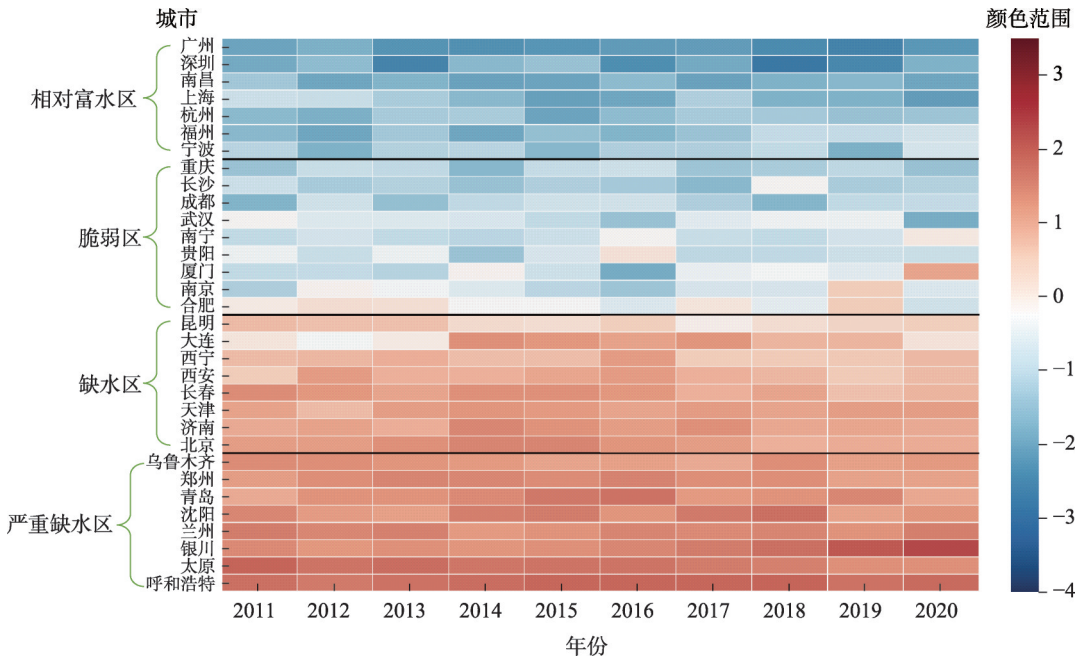
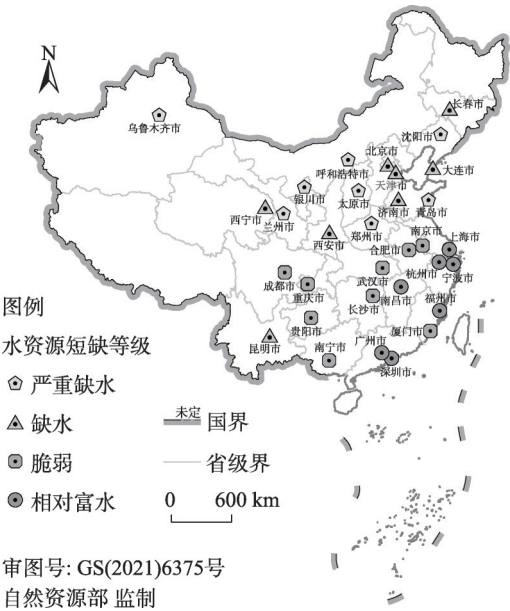


图2 32个主要城市水资源短缺程度热力图

Fig. 2 Heat map of water scarcity degree in 32 major cities



注：本图基于自然资源部标准地图服务系统下载的标准地图制作，底图无修改，下同。

图1 32个主要城市缺水程度分级

Fig. 1 Zoning of water scarcity degree in 32 major cities

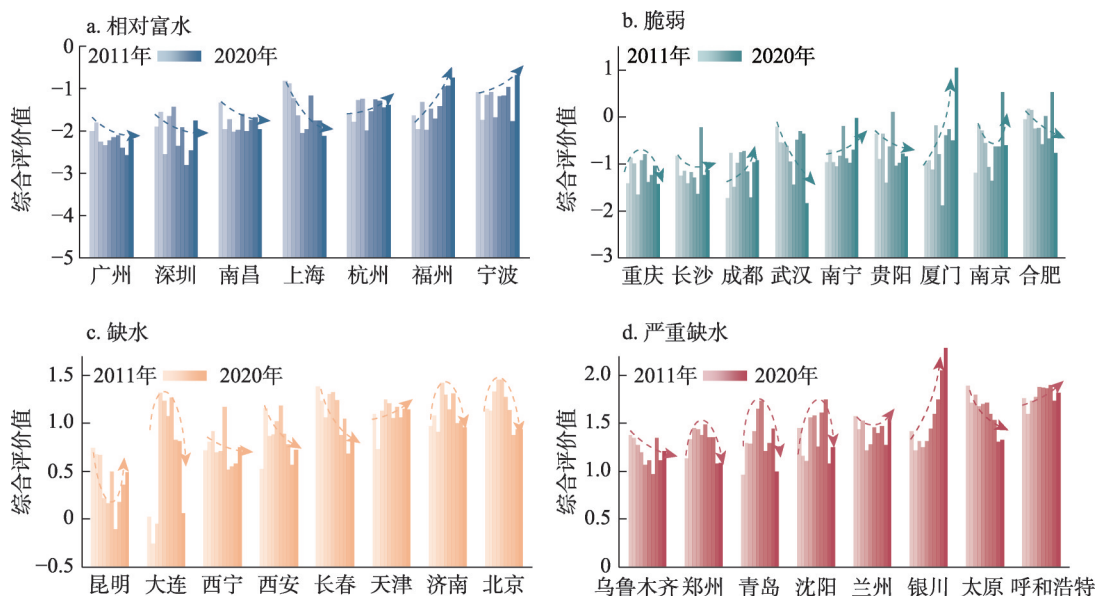


图3 32个主要城市缺水程度分组对比

Fig. 3 Comparison of water scarcity degree in 32 major cities

稳定,大多数城市存在某一年份水资源短缺程度突增的现象,这在其他三个水资源短缺等级中很少出现。就具体城市而言,重庆、长沙和成都3市的水资源状况略优于其他6市,部分年份的评分值还能达到相对富水区的标准;而厦门、南京与合肥3市则不容乐观,且水资源短缺程度的突增现象在这3个城市中也最为明显。图3c描述了8个缺水城市的等级变化,其中西宁、西安和长春3市的水资源短缺状况有逐渐缓解的趋势,而天津市的水资源短缺压力仍在缓慢增长。其他4个城市的缺水程度变化存在转折趋势,其中大连、济南和北京3市是先增大后减小,而昆明则是先减小后增大。

在图3d的8个严重缺水城市中,乌鲁木齐和太原的水资源短缺程度总体呈现减小的规律,而银川和呼和浩特则愈发严重,尤其是银川市,历年缺水程度评分值呈指数式增长,到2020年其缺水程度评分值已超过呼和浩特市,成为目前水资源短缺程度最高的城市。与图3c类似,4个严重缺水城市亦呈现了转折趋势,其中郑州、青岛和沈阳3市呈先增大后减小,而兰州则是先减小后增大。

2.2 主要城市水资源短缺类型划分与发展轨迹

2.2.1 主成分释义

为了有效识别主要城市的水资源短缺的归因,从综合评价中所提取的主成分入手,通过解释各主成分的含义,建立城市水资源短缺状况与具体的评价指标的联系,并进一步解析不同主要城市水资源短缺的物理根源。图4为水资源短缺程度评价指标各主成分荷载分布图,由主成分中各评价指标2011—2020年荷载绝对值的均值绘制而成。

通过统计各指标对应花瓣的大小,可大致归纳出各主成分的含义: F_1 主要与天然水资源禀赋情况和社会经济状况有关,表现为城市水资源短缺的资源型因素; F_2 主要与用水效率水平有关,表现为城市水资源短缺的管理型因素; F_3 主要与城市供水水平有关,表现为城市水资源短缺的工程型因素; F_4 主要与城市水环境状况有关,表现为城市水资源短缺的水质型因素。

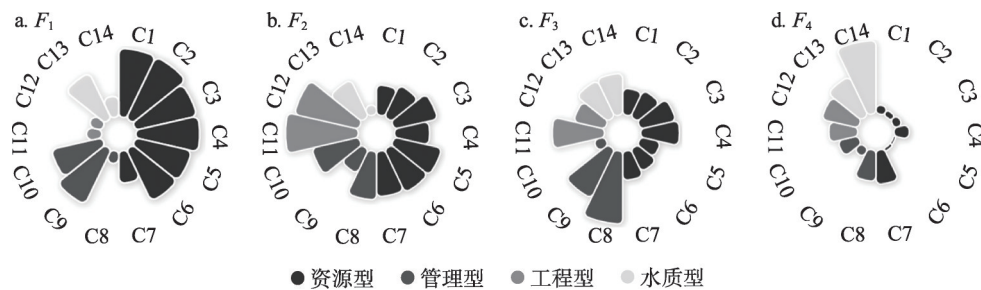


图4 主成分荷载分布情况
Fig. 4 Distribution of principal component loads

2.2.2 城市水资源短缺类型识别与轨迹解析

应用GBMTM法对32个主要城市进行城市水资源短缺类型的识别。以32个主要城市2011—2020年的各主成分加权得分 M_i 作为原始变量，借助Stata/MP 17软件与Jones等^[43]开发的Traj插件进行建模。其中， M_i 是按照式（7）由主成分得分 F_i 乘以其对应权重得到，在数值上更具有可比性。 M_1 、 M_2 、 M_3 和 M_4 分别对应资源型、管理型、工程型和水质型的城市水资源短缺。依据BIC准则（越接近0越好）对分组结果进行筛选，发现当模型分组为9时，整体表现最好，各组的主成分加权得分差异明显，不管是在数值还是整体变化趋势上都不尽相同。图5展示了32个城市的具体分组情况，其中，组8包含城市最多，占城市总数的四分之一，而组9城市最少，仅有银川一个城市。

表4为模型分组结果的准确度校验结果。由表可知，每组的平均后验分配概率（AvePP）值为0.998或更大，远高于检验标准值0.7，且每组的估计概率与实际成员比例间误差微小，这表明该模型具有良好的分配准确性。由此可见，GBMTM确实对多维度纵向数据的筛选处理具有明显优势，能够区分多变量下不同发展轨迹的个体集群，且准确度较高。

图6展示了各组主成分加权得分情况，图中散点为组成员主成分加权得分均值。从图中各组的主成分加权重值变化情况来看，组1城市的 M_3 和 M_4 得分为正，而 M_1 和 M_2 得分在横轴以下波动。特别是 M_1 ，年际变化比较剧烈，结合各主成分的物理释义，认为 M_1 的变化可能与降水量的丰枯变化有关。综合划定组1应属于以工程型为主、水质型为辅的工程—水质复合型水资源短缺。对组2而言，代表资源型得分的 M_1 远小于0，表明其天然水资源禀赋条件较好，不存在资源型缺水威胁，而 M_2 和 M_3 的表现则说明其会面临管理—工程复合型水资源短缺问题，但 M_2 和 M_3 都呈现出了减小的趋势，这表明组2城市的水资源短缺问题正在得到缓解。组3中，只有代表水质型得分的 M_4 是大于0的，表明其只存在水质型缺水。组4是9个分组中表现最佳的，目前尚不存在水资源短缺现象，但代表其工程

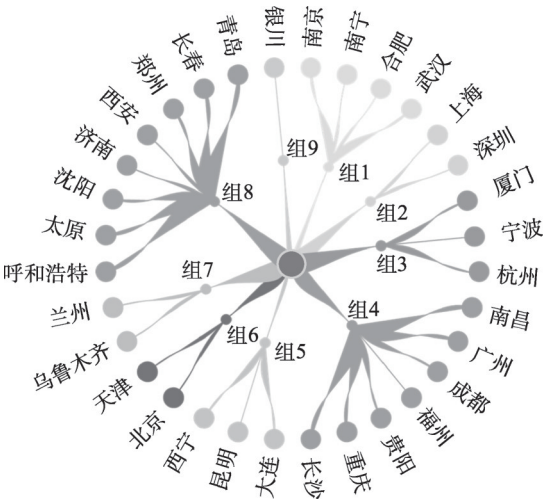


图5 组基多轨迹建模的分组情况
Fig. 5 Grouping of group-based multi-trajectory modeling

表4 模型分组结果准确度检验

Table 4 Accuracy test of model grouping results

组别	AvePP	$P_j/\%$	$\hat{\pi}_j/\%$	相对误差/%
组1	1	12.500	12.494	-0.048
组2	0.999	6.250	6.247	-0.048
组3	0.999	9.375	9.375	0.000
组4	1	21.875	21.863	-0.055
组5	0.999	9.375	9.379	0.043
组6	1	6.250	6.253	0.048
组7	1	6.250	6.253	0.048
组8	0.998	25.000	25.011	0.044
组9	1	3.125	3.125	0.000

型和水质型得分的 M_3 和 M_4 与0值十分接近,说明组4有向组1发展的潜在趋势。因此,认为组4存在一定的工程—水质复合型缺水风险,应加强供水保障和水环境保护,避免工程—水质型水资源短缺风险转变为实质性的缺水问题。

其余5组中,除组5属于单一的资源型缺水外,其余4组都属于复合型水资源短缺。其中,组6和组8兼具资源型和管理型缺水,根据得分情况,将组6划定为以管理型为主、资源型为辅的管理—资源复合型水资源短缺,而组8则划定为以资源型为主、管理型为辅的资源—管理复合型水资源短缺。组7中的城市群除资源型缺水外,主要还受到工程型缺水的影响,故将其划入资源—工程复合型水资源短缺。组9与上述组别有一定差异,同时面临有资源型、工程型和水质型三种水资源短缺,故划定为综合型水资源短缺。

2.2.3 城市水资源短缺类型空间异质性分析

为了探究中国主要城市水资源短缺特点的空间异质性,本文绘制了各组城市水资源短缺类型的分区图,如图7所示。图中,中国干湿区分布以年降水量为依据划分为四类,即湿润区(年降水量800 mm以上)、半湿润区(年降水量400~800 mm)、半干旱区(年降水量200~400 mm)和干旱区(年降水量0~200 mm)。图7中椭圆形虚线表示具有相似水资源短缺类型的城市在空间上的聚集区域。

由图7可知,中国城市水资源短缺类型存在明显的空间差异性,北方城市大多存在资源型缺水,以干旱半干旱气候为主的西北地区城市主要面临资源—工程复合型缺水问题,而以半湿润与半干旱气候为主的华北与东北地区城市则以资源型和管理型缺水为主。气候湿润的南方城市中,工程型和水质型水资源短缺是威胁城市水安全的主导因素,且主要集中于中国长江中下游地区。与之相反,在靠近中国长江上游的西南地区 and 东南腹地城市中,这两种水资源短缺问题并不十分突出,更多地表现为工程—水质复合型风险。需要指出的是,昆明、上海和深圳三市的水资源短缺特点与上述规律并不十分相符。如昆明市位于中国水能资源最为丰富的西南地区,多年平均降水量在800 mm以上^[44],但其仍存在资源型水资源短缺问题,目前该市正在通过引水工程来改变其缺水现状^[45]。而位于沿海地区的上海和深圳则主要表现出了管理—工程复合型水资源短缺,这可能与两市远高于其他地区城市的发展规模和经济体量有很大关联。

2.2.4 不同缺水等级城市缺水驱动因素分析

图8展示了不同水资源短缺等级城市群所面临的差异性缺水类型分布。由图可知,

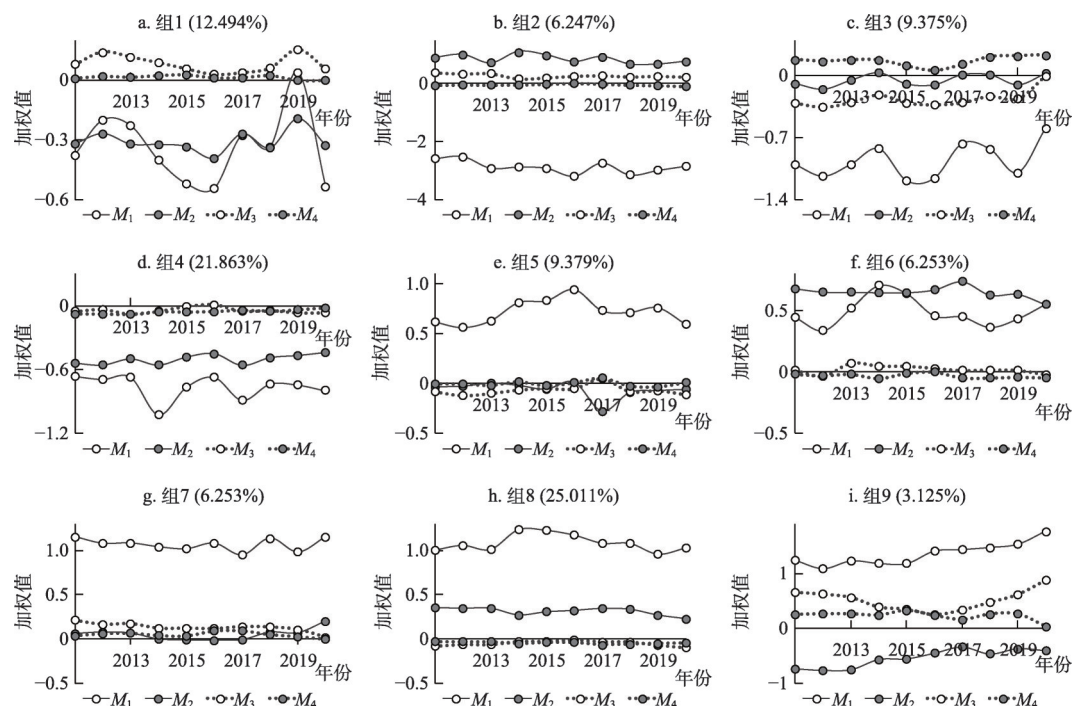


图6 各组主成分加权得分情况

Fig. 6 Weighted scores of principal components in each group

相对富水区和脆弱区的主要城市主要存在工程型与水质型水资源短缺问题或风险，且相对富水区还存在用水效率低所引发的管理型水资源短缺。对缺水和严重缺水城市而言，造成它们水资源短缺的主要原因是水资源数量匮乏和用水效率低下。此外，部分工程型和水质型因素也在困扰缺水城市的发展。整体而言，缺水程度较高的城市的水资源短缺问题主要受制于天然水资源量稀少和不科学的用水方式，而降水相对丰富地区的城市用水安全更容易受到供水水平不足和水环境恶化的威胁。

2.3 城市水资源短缺与降水量及城市发展过程的协同关系

为了进一步探究城市水资源短缺类型随天然降水量与城市发展过程的迁移转化规律，分别绘制降水+城市规模、降水+GDP和城市规模+GDP对城市水资源短缺类型影响的桑基图，如图9、图10和图11所示。其中，城市规模和GDP总量分别以2018—2020年各市城区常住人口和GDP均值为划分依据，具体分类标准与各类涵盖的城市如表5所示。

对降水量稀少的干旱半干旱区城市而言，城市规模相对有限（图9），GDP总量也偏低（图10），但其水资源短缺问题却极为复杂，除资源型水资源短缺外，水质型、工程型和管理型等因素都有可能对城市水资源短缺问题有所贡献。本文认为，天然水资源禀赋量的匮乏限制了干旱半干旱地区主要城市的发展，而城市发展水平也一定程度上造成了区域供水、用水以及水资源管理水平的缺陷，进而引发了一系列人为性缺水问题，这些问题交织作用，最终导致城市的水资源短缺情势更趋恶劣和复杂。

对半湿润区城市而言，当城市规模维持在大城市和特大城市（图9）时，其主要面临资源型为主、管理型为辅的水资源短缺问题，而当城市规模发展到超大城市时，管理型因素会超越资源型因素成为困扰城市水安全 and 高质量发展的主要驱动源。结合GDP的

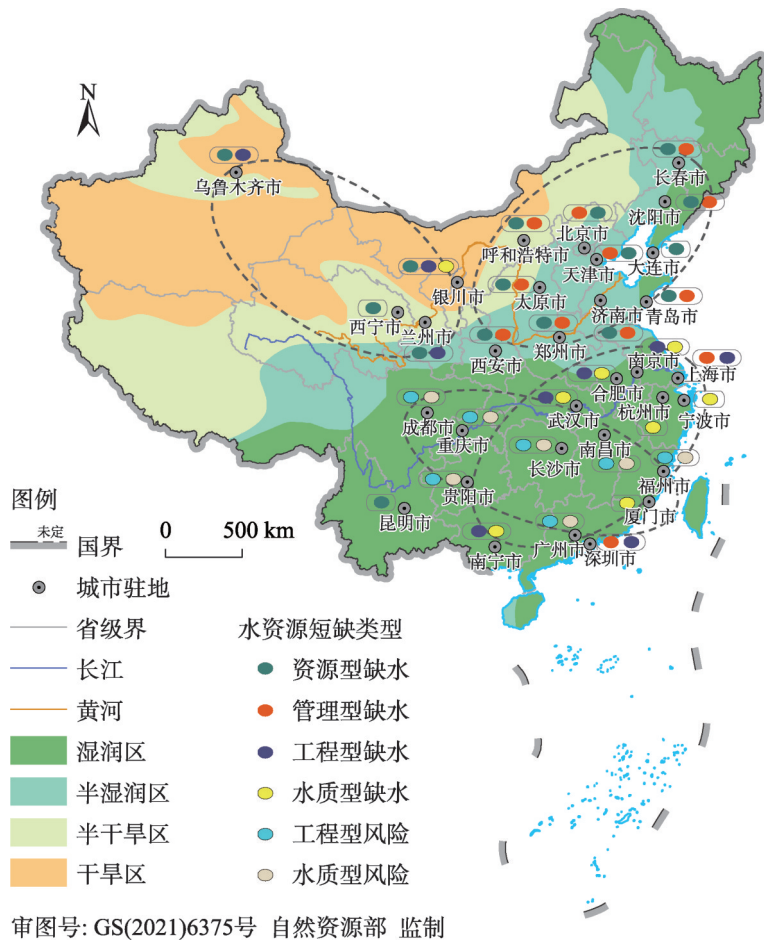
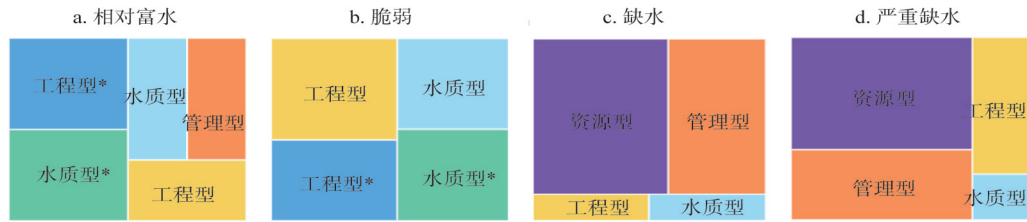


图7 城市水资源短缺类型分区

Fig. 7 Zoning of urban water scarcity types



注：图中*表示潜在水资源短缺风险，如工程型*表示有工程型水资源短缺风险。

图8 不同缺水等级的城市缺水驱动因素

Fig. 8 Driving factors of urban water scarcity with different water scarcity levels

影响来看，GDP 总量在 1.5 万亿元以下的半湿润区城市主要会面临资源型为主、管理型为辅的水资源短缺问题，而当GDP总量达到2.5万亿元以上时，管理型因素会超越资源型因素成为主要驱动源（图 10）。而从图 11 可以看到，随着城市规模等级的提升，其相应的GDP 总量水平也会升高，二者存在紧密的秩序对应关系。因此，对于半湿润区城市而

言,其主导水资源短缺类型的转变不是由城市规模或GDP总量单独控制的,而是二者交织影响的结果。

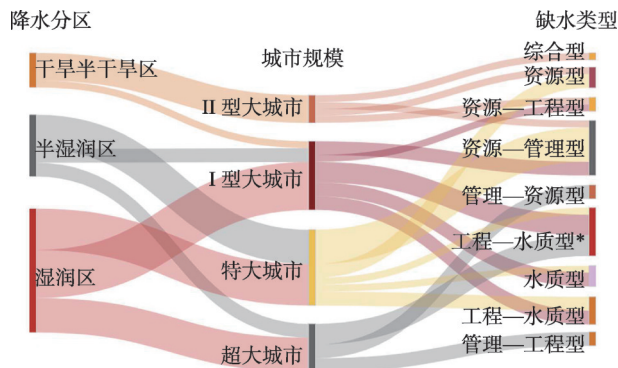
降水相对丰富的湿润区城市主要面临工程型和水质型缺水或风险。且在同一规模等级(图9)或同一GDP区间(图10)的城市中,城市规模或GDP相对较低的城市仅存在工程型和水质型缺水风险,而城市规模或GDP相对较高的城市却面临着工程型和水质型缺水问题。即使是在同一规模等级且同一GDP区间的城市中,GDP的增长也会引起工程型和水质型缺水风险的实质化(图11)。由此可见,随着城市规模的扩张和GDP的增长,可能伴生工程型或水质型水资源短缺风险转变为实质性缺水的问题。此外,当城市规模发展到超大城市级别(图9)或GDP总量达到2.5万亿元以上(图10)时,湿润区城市也会出现以管理型驱动为主导的缺水危害。

综上所述,可发现以下规律:

(1)城市水资源短缺与其所处的降水分区息息相关。湿润区(降水量800 mm以上)城市主要面临工程型和水质型缺水或风险,而半湿润区、干旱区半干旱区城市(降水量800 mm以下),则大多存在资源型缺水问题。

(2)城市水资源短缺类型迁移转化特征与其发展过程联系紧密。同一降水分区内,城市扩张和GDP增长的交织影响会诱发城市水资源短缺主导类型的转换,亦可能会引发潜在水资源短缺风险向实质缺水问题的转变。

(3)随着城市的扩张与发展,管理型水资源短缺问题极易出现,尤其当城市规模发展到超大城市级别且GDP总量达到2.5万亿元以上时,管理型水资源短缺还会成为主导驱动。



注:图中工程—水质型*表示工程—水质复合型水资源短缺风险,下同。

图9 降水+城市规模对城市水资源短缺类型的影响

Fig. 9 Impact of precipitation and city size on urban water scarcity type

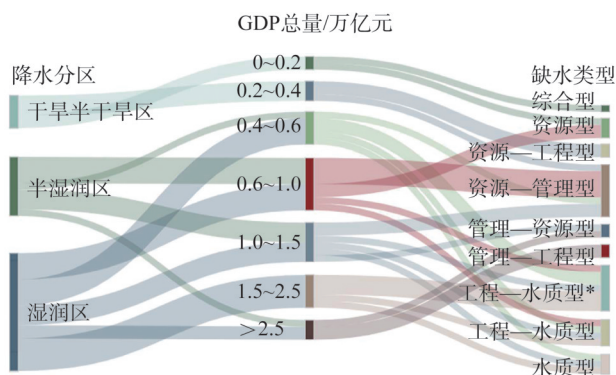


图10 降水+GDP对城市水资源短缺类型的影响

Fig. 10 Impact of precipitation and GDP on urban water scarcity type

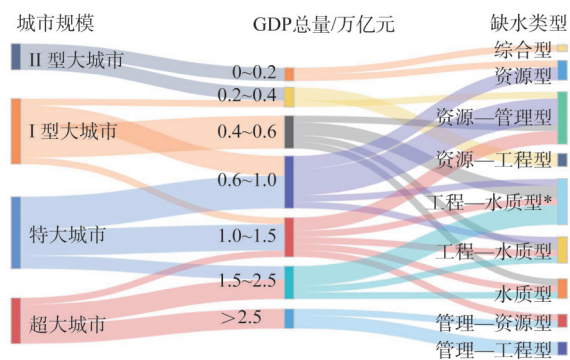


图11 城市规模+GDP对城市水资源短缺类型的影响

Fig. 11 Impact of city size and GDP on urban water scarcity type

表5 城市规模分类标准及涵盖城市

Table 5 Classification standard of city size and the corresponding cities

城市规模	城区常住人口/万人	GDP 总量/万亿元	涵盖城市	计数/个
II型大城市	100~300	0~0.2	西宁、银川	2
		0.2~0.4	兰州、呼和浩特	2
I型大城市	300~500	0.2~0.4	乌鲁木齐	1
		0.4~0.6	贵阳、南宁、南昌、厦门、太原	5
		0.6~1.0	长春、福州、合肥	3
		1.0~1.5	宁波	1
特大城市	500~1000	0.6~1.0	西安、济南、沈阳、昆明、大连	5
		1.0~1.5	郑州、青岛、南京、长沙	4
		1.5~2.5	杭州、武汉	2
超大城市	>1000	1.0~1.5	天津	1
		1.5~2.5	广州、重庆、成都	3
		>2.5	北京、上海、深圳	3

3 结论与讨论

3.1 结论

本文透过主成分分析法评价了32个主要城市的水资源短缺程度，应用组基多轨迹建模识别了不同城市群组的水资源短缺类型，并进一步剖析了降水量、城市规模和GDP与城市水资源短缺类型及发展轨迹的协同关系，所得结论主要如下：

（1）水资源短缺具有显著空间异质性。受水资源禀赋影响，中国缺水 and 富水城市的南北分布差异明显，水资源短缺程度呈现由东南向西北逐渐加深之趋势。

（2）水资源短缺类型具有多元性。西北地区城市主要面临资源—工程复合型水资源短缺问题，而华北与东北地区城市的水资源短缺问题则以资源型和管理型为主，南方地区城市主要受工程型和水质型水资源短缺的危害。

（3）水资源短缺诱因具有复杂性和时变性。天然水资源量的匮乏以及一系列人为性驱动因素使干旱半干旱地区城市面临更加恶劣且复杂的水资源短缺问题。且城市扩张和GDP增长的交织影响会持续诱发城市水资源短缺主导类型的转换，也会引起潜在的工程型和水质型水资源短缺风险实质化。

（4）水资源短缺发展具有一定的同向性。不同地区、不同类型的城市，当其规模与GDP增长到一定水平时，极易出现管理型水资源短缺问题，不科学或不合理的取用水行为及管理措施极易危害大型和超大型城市的水安全与高质量发展。

（5）研究表明，组基多轨迹模型能够从数理统计角度准确识别多变量下不同发展轨迹的个体集群，形成具有相似水资源短缺类型的城市群组，可作为水文水资源领域动态数据发展轨迹研究的重要工具。

3.2 讨论

本文提出通过主成分分析法与组基多轨迹模型相结合的手段来识别区域水资源短缺类型及其发展轨迹，并以中国32个主要城市为例展开研究。所得到的水资源短缺程度评价结果与童绍玉等^[4]得到的结果基本一致，但由于上述研究并未考虑水质型缺水问题，因此在缺水类型的识别结果上与本文存在差异。此外，从水资源短缺程度的空间分布来

看, 北方地区的缺水问题比南方地区更加恶劣与复杂, 这在范琳琳等^[24]和丁竹英等^[41]的研究中也有所体现。但与本文不同的是, 丁竹英等^[41]的研究是在省域尺度上开展的, 并通过人均水资源量与全国均值的对比划定了过载型缺水, 而本文还关注了管理型和水质型缺水。西南地区的昆明市存在资源型水资源短缺问题, 这与梁媛等^[9]的评价结果是吻合的, 但梁媛等^[9]还发现昆明市存在较为严重的水环境问题, 这可能与本文研究时段和评价指标的差异有关。进一步地, 本文还探讨了降水分区、城市发展程度与水资源短缺类型及发展轨迹的协同关系, 发现水资源短缺类型会随着城市发展阶段的改变而变化, 城市应对水资源短缺问题的对策也应根据其具体情况进行调整^[46]。研究结果显示, 组基多轨迹模型在与主成分分析结合的城市水资源短缺类型识别中效果良好, 但仍有一些问题需进一步探讨:

(1) 本文所选取的32个城市多为中国省会、直辖市或自治区首府城市, 城市规模与发展水平都较高, 研究结果具有一定的典型性。但正因为此, 研究的范畴相对局限, 在后续研究中, 可将更为广泛的中小城市纳入研究对象, 或是选取某一地区、类型及规模等级的城市进行研究, 以提高针对性和可参考性。同时, 亦可聚焦更大尺度范围, 开展省份及流域区域的研究, 以进一步验证该方法在不同层面的适用性与可靠性。

(2) 水资源短缺评价体系的构建是本文研究的关键, 对研究结果和发展规律的识别至关重要。因此, 在参考本文所提出的方法开展更大或更小尺度的水资源短缺评价与发展轨迹识别研究时, 务必结合所研究对象或研究群体的具体情况, 合理选取评价指标体系, 以确保所得结果的有效性。

(3) 组基多轨迹模型(GBMTM)凭借其在数理统计方面的独特优势, 在水资源短缺类型及发展轨迹识别研究中发挥了重要作用, 并取得了较好的效果。然而, GBMTM在水文水资源领域的应用不局限于此, 更广泛和更丰富的应用仍有待进一步探索。

参考文献(References):

- [1] 孙才志, 魏亚琼, 赵良仕. 干旱区水—能源—粮食纽带系统协同演化: 以中国西北地区为例. 自然资源学报, 2022, 37(2): 320-333. [SUN C Z, WEI Y Q, ZHAO L S. Co-evolution of water-energy-food nexus in arid areas: Take Northwest China as an example. Journal of Natural Resources, 2022, 37(2): 320-333.]
- [2] 韩雁, 贾绍凤, 鲁春霞, 等. 水资源与社会经济发展要素时空匹配特征: 以张家口为例. 自然资源学报, 2020, 35(6): 1392-1401. [HAN Y, JIA S F, LU C X, et al. Spatiotemporal matching between water resources and social economy: A case study in Zhangjiakou. Journal of Natural Resources, 2020, 35(6): 1392-1401.]
- [3] 丁超, 胡永江, 王振华, 等. 虚拟水社会循环视域下的水资源承载力评价. 自然资源学报, 2021, 36(2): 356-371. [DING C, HU Y J, WANG Z H, et al. Assessment of water resources carrying capacity from the perspective of virtual water social cycle. Journal of Natural Resources, 2021, 36(2): 356-371.]
- [4] 邱国玉, 张晓楠. 21世纪中国的城市化特点及其生态环境挑战. 地球科学进展, 2019, 34(6): 640-649. [QIU G Y, ZHANG X N. China's urbanization and its ecological environment challenges in the 21st century. Advances in Earth Science, 2019, 34(6): 640-649.]
- [5] FALKENMARK M, LUNDQVIST J, WIDSTRAND C. Macro-scale water scarcity requires micro-scale approaches: Aspects of vulnerability in semi-arid development. In: Oxford. Natural Resources Forum. Oxford, UK: Blackwell Publishing Ltd, 1989, 13(4): 258-267.
- [6] 贾学秀, 严岩, 朱春雁, 等. 区域水资源压力分析评价方法综述. 自然资源学报, 2016, 31(10): 1783-1791. [JIA X X, YAN Y, ZHU C Y, et al. Approaches for regional water resources stress assessment: A review. Journal of Natural Resources, 2016, 31(10): 1783-1791.]
- [7] OHISSON L. Water conflicts and social resource scarcity. Physics and Chemistry of the Earth, Part B: Hydrology, Oceans and Atmosphere, 2000, 25(3): 213-220.

- [8] 赵勇, 裴源生, 陈一鸣. 我国城市缺水研究. 水科学进展, 2006, 17(3): 389-394. [ZHAO Y, PEI Y S, CHEN Y M. Study on city water shortage of China. *Advances in Water Science*, 2006, 17(3): 389-394.]
- [9] 梁媛, 许新宜, 王红瑞, 等. 基于循环修正模式的云南省水资源短缺程度分析. 自然资源学报, 2013, 28(7): 1146-1158. [LIANG Y, XU X Y, WANG H R, et al. Research on the degree of water shortage in Yunnan province based on circulating correction mode. *Journal of Natural Resources*, 2013, 28(7): 1146-1158.]
- [10] 王崴, 许新宜, 王红瑞, 等. 基于PSR与DCE综合模型的水资源短缺程度及变化趋势分析: 以北京市为例. 自然资源学报, 2015, 30(10): 1725-1734. [WANG W, XU X Y, WANG H R, et al. Water shortage and its trend analysis in Beijing based on PSR and DCE model. *Journal of Natural Resources*, 2015, 30(10): 1725-1734.]
- [11] 刘俊国, 赵丹丹. “量一质一生”三维水资源短缺评价: 评述及展望. 科学通报, 2020, 65(36): 4251-4261. [LIU J G, ZHAO D D. Three-dimensional water scarcity assessment by considering water quantity, water quality, and environmental flow requirements: Review and prospect. *Chinese Science Bulletin*, 2020, 65(36): 4251-4261.]
- [12] 许新宜, 王韶伟, 庞博, 等. 水资源紧缺类型及其对策分析研究. 北京师范大学学报: 自然科学版, 2009, 45(1): 86-90. [XU X Y, WANG S W, PANG B, et al. Classification and counter measure research on water scarcity in China. *Journal of Beijing Normal University: Natural Science*, 2009, 45(1): 86-90.]
- [13] 王晓青. 中国水资源短缺地域差异研究. 自然资源学报, 2001, 16(6): 516-520. [WANG X Q. A study on regional difference of fresh water resources shortage in China. *Journal of Natural Resources*, 2001, 16(6): 516-520.]
- [14] 童绍玉, 周振宇, 彭海英. 中国水资源短缺的空间格局及缺水类型. 生态经济, 2016, 32(7): 168-173. [TONG S Y, ZHOU Z Y, PENG H Y. Spatial pattern of scarcity of water and it's shortage types in China. *Ecological Economy*, 2016, 32(7): 168-173.]
- [15] 李想, 郭丹红, 刘家宏, 等. 京津冀协同发展背景下的县域水资源安全诊断. 水利水电技术: 中英文, 2021, 52(10): 59-71. [LI X, GUO D H, LIU J H, et al. [Assessing water resource security in the Beijing-Tianjin-Hebei region at county level in the context of regional synergistic development. *Water Resources and Hydropower Engineering*, 2021, 52(10): 59-71.]
- [16] NOBRE C A, MARENGO J A, SELUCHI M E, et al. Some characteristics and impacts of the drought and water crisis in Southeastern Brazil during 2014 and 2015. *Journal of Water Resource and Protection*, 2016, 8(2): 252-262.
- [17] CHAKKARAVARTHY D N, BALAKRISHNAN T. Water scarcity-challenging the future. *International Journal of Agriculture, Environment and Biotechnology*, 2019, 12(3): 187-193.
- [18] LIU J, ZHAO D, MAO G, et al. Environmental sustainability of water footprint in mainland China. *Geography and Sustainability*, 2020, 1(1): 8-17.
- [19] DENISSEN J M C, TEULING A J, PITMAN A J, et al. Widespread shift from ecosystem energy to water limitation with climate change. *Nature Climate Change*, 2022, 12(7): 677-684.
- [20] NIKOLAOU G, NEOCLEOUS D, CHRISTOU A, et al. Implementing sustainable irrigation in water-scarce regions under the impact of climate change. *Agronomy*, 2020, 10(8): 1120, <https://doi.org/10.3390/agronomy10081120>.
- [21] LONG K, PIJANOWSKI B C. Is there a relationship between water scarcity and water use efficiency in China? A national decadal assessment across spatial scales. *Land Use Policy*, 2017, 69: 502-511.
- [22] 张兵兵. 中国用水结构优化研究. 杭州: 浙江大学, 2017. [ZHANG B B. The research on the optimization of water usage structure of China. Hangzhou: Zhejiang University, 2017.]
- [23] THORSLUND J, BIERKENS M F P, SCAINI A, et al. Salinity impacts on irrigation water-scarcity in food bowl regions of the US and Australia. *Environmental Research Letters*, 2022, 17(8): 084002, <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac7df4>.
- [24] 范琳琳, 王红瑞, 刘凤丽, 等. 基于WEI+的流域水资源短缺分析. 长江科学院院报, 2017, 34(4): 9-14. [FAN L L, WANG H R, LIU F L, et al. Water scarcity analysis of river basins in China based on water exploitation index plus. *Journal of Yangtze River Scientific Research Institute*, 2017, 34(4): 9-14.]
- [25] 孙思奥, 任宇飞, 张蔷. 多尺度视角下的青藏高原水资源短缺估算及空间格局. 地球信息科学学报, 2019, 21(9): 1308-1317. [SUN S A, REN Y F, ZHANG Q. A multi-scale perspective on water scarcity assessment in the Tibetan Plateau. *Journal of Geo-information Science*, 2019, 21(9): 1308-1317.]
- [26] 刘佳旭, 李九一, 李丽娟, 等. 昆明市水资源短缺空间格局综合分析. 长江科学院院报, 2017, 34(8): 6-10, 17. [LIU J X, LI J Y, LI L J, et al. Comprehensive analysis on spatial pattern of water resources shortage in Kunming city. *Journal of Yangtze River Scientific Research Institute*, 2017, 34(8): 6-10, 17.]

- [27] 操信春, 刘喆, 吴梦洋, 等. 水足迹分析中国耕地水资源短缺时空格局及驱动机制. 农业工程学报, 2019, 35(18): 94-100. [CAO X C, LIU Z, WU M Y, et al. Temporal-spatial distribution and driving mechanism of arable land water scarcity index in China from water footprint perspective. Transactions of the CSAE, 2019, 35(18): 94-100.]
- [28] 崔晨曦, 孟凡浩, 罗敏, 等. 基于地理探测器的内蒙古耕地水资源短缺时空变化特征及驱动力分析. 中国农业资源与区划, 2023, 44(1): 150-161. [CUI C X, MENG F H, LUO M, et al. Spatio-temporal change characteristics and driving factors of cultivated land water shortage in inner Mongolia based on the geographic detector model. Chinese Journal of Agricultural Resources and Regional Planning, 2023, 44(1): 150-161.]
- [29] NAGIN D S, LAND K C. Age, criminal careers, and population heterogeneity: Specification and estimation of a non-parametric, mixed poisson model. Criminology, 1993, 31(3): 327-362.
- [30] ZHUANG Q, CHONG P H, ONG W S, et al. Longitudinal patterns and predictors of healthcare utilization among cancer patients on home-based palliative care in Singapore: A group-based multi-trajectory analysis. BMC Medicine, 2022, 20(1): 1-15.
- [31] KIM E, CHO S. Trajectories of health-related quality of life by change pattern of objective and subjective social status. SSM-Population Health, 2022: 101061, <https://doi.org/10.1016/j.ssmph.2022.101061>.
- [32] 张晨旭, 谢峰, 林振, 等. 基于组轨迹模型及其研究进展. 中国卫生统计, 2020, 37(6): 946-949. [ZHANG C X, XIE F, LIN Z, et al. Group-based trajectory model and its research progress. Chinese Journal of Health Statistics, 2020, 37(6): 946-949.]
- [33] NAGIN D S. Group-based Modeling of Development. Cambridge: Harvard University Press, 2005.
- [34] 朱建平. 应用多元统计分析. 北京: 科学出版社, 2016: 109-110. [ZHU J P. Applied Multivariate Statistical Analysis. Beijing: Science Press, 2016: 109-110.]
- [35] 陈鹏宇. 线性无量纲化方法对比及反向指标正向化方法. 运筹与管理, 2021, 30(10): 95-101. [CHEN P Y. Comparison of linear normalization methods and the conversion method of reverse indicators. Operations Research and Management Science, 2021, 30(10): 95-101.]
- [36] NAGIN D S. Group-based trajectory modeling: An overview. Handbook of Quantitative Criminology, 2010: 53-67, https://doi.org/10.1007/978-0-387-77650-7_4.
- [37] NAGIN D S, JONES B L, PASSOS V L, et al. Group-based multi-trajectory modeling. Statistical methods in medical research, 2018, 27(7): 2015-2023.
- [38] 彭张林, 张爱萍, 王素凤, 等. 综合评价指标体系的设计原则与构建流程. 科研管理, 2017, 38(s1): 209-215. [PENG Z L, ZHANG A P, WANG S F, et al. Designing principles and constructing progress of the comprehensive evaluation indicator system. Science Research Management, 2017, 38(s1): 209-215.]
- [39] 刘庆芳, 王小坤, 朱青, 等. 基于“三生”功能的西藏自治区水资源承载力系统耦合关系. 自然资源学报, 2023, 38(6): 1618-1631. [LIU Q F, WANG X K, ZHU Q, et al. Coupling relationship of water resources carrying capacity system in Tibet Autonomous Region based on "production-living-ecological" function. Journal of Natural Resources, 2023, 38(6): 1618-1631.]
- [40] 杜剑. 山东省三大流域水资源紧缺程度研究. 济南: 山东师范大学, 2010. [DU J. Study on water resources shortage degree of three river basins in Shandong province. Jinan: Shandong Normal University, 2010.]
- [41] 丁竹英, 陈瀛洲, 胡陈静. 中国水资源短缺程度及缺水类型研究. 特区经济, 2018, (9): 47-50. [DING Z Y, CHEN Y Z, HU C J. Water shortage and water shortage types in China. Special Zone Economy, 2018, (9): 47-50.]
- [42] 卢开东, 王健健, 马燮铤, 等. 基于DPSIR模型的芜湖市水生态承载力研究与建议. 环境工程技术学报, 2022, 12(2): 538-545. [LU K D, WANG J J, MA X Y, et al. Study and suggestions on water ecological carrying capacity of Wuhu city based on DPSIR model. Journal of Environmental Engineering Technology, 2022, 12(2): 538-545.]
- [43] JONES B L, NAGIN D S. A note on a stata plugin for estimating group-based Trajectory Models. Sociological Methods & Research, 2013, 42(4): 608-613.
- [44] 赵琳, 何萍, 闫桃, 等. 昆明市近50 a降水变化特征分析. 云南地理环境研究, 2017, 29(6): 54-61. [ZHAO L, HE P, YAN T, et al. Analysis of precipitation change characteristics of Kunming in recent 50 years. Yunnan Geographic Environment Research, 2017, 29(6): 54-61.]
- [45] 吕文康. 滇中引水工程将改写昆明缺水史. 昆明日报, 2022-04-06(1). [LYU W K. Central Yunnan Water Diversion Project will rewrite the history of water shortage in Kunming. Kunming Daily, 2022-04-06(1).]

- [46] HE C Y, LIU Z F, WU J G, et al. Future global urban water scarcity and potential solutions. *Nature Communications*, 2021, 12(1): 4667, <https://doi.org/10.1038/s41467-021-25026-3>.

Types identification and development tracking of urban water scarcity in China: A case study of 32 major cities

ZHAO Xiao-wei^{1,2}, ZHANG Hong-bo^{1,3}, LI Tong-fang^{1,2}, YE Zhao-xia^{1,2},
XUE Chao-wei^{1,2}, ZHANG Yu-rou^{1,2}, YANG Zhi-fang^{1,2}

(1. School of Water and Environment, Chang'an University, Xi'an 710054, China; 2. Key Laboratory of Subsurface Hydrology and Ecological Effect in Arid Region, Ministry of Education, Chang'an University, Xi'an 710054, China; 3. Key Laboratory of Eco-hydrology and Water Security in Arid and Semi-arid Regions of Ministry of Water Resources, Chang'an University, Xi'an 710054, China)

Abstract: This study creates an evaluation index system for the degree of urban water scarcity based on the results of previous research and uses principal component analysis (PCA) to assess the level of water scarcity in 32 major cities in China from 2011 to 2020. The types and distribution characteristics of water scarcity are identified, along with the dominant physical meaning of the principal components, using the group-based multi-trajectory modeling (GBMTM) method. In addition, the types of scarcity and the potential risks of managing water resources during the process of urban expansion are discussed. The results showed that: (1) Significant regional variability exists in the water resource deficit, as demonstrated by the fact that it worsens gradually from the southeast to the northwest and is constrained by resource endowment. There, most cities with water scarcity are distributed in Northern China. (2) Resource-engineering coupling-constrained water scarcity is prevalent in major cities of Northwest China, resource-constrained and management-constrained water scarcity is prevalent in most parts of North and Northeast China; engineering-constrained and water-quality-constrained water scarcity is prevalent in many cities of Southern China. (3) The complexity of the urban water scarcity problem increases with the severity of the water deficit. Also, the motivating factors change over time. For instance, the intertwined impact of urban growth and GDP growth frequently results in the conversion of urban water scarcity types or the dominant position and can even cause the risk of urban water scarcity to materialize. (4) The likelihood of management-constrained water scarcity increases with the increase of city size and GDP. Also, the pace at which management-constrained water scarcity contributes to urban development is proportionate. The study also discovered that the GBMTM model can accurately distinguish separate clusters from various development trajectories. It can be utilized as a crucial tool for tracking the evolution of dynamic data in hydrology and water resources fields.

Keywords: water scarcity; major cities; principal component analysis; group-based multi-trajectory modeling; type identification; development trajectory