

TEMPLATE FOR COMPLETION WHERE PhD/MSc PROJECTS CONTRIBUTE TO SWITCH DELIVERABLES

Name of SWITCH theme:

Theme: Urban Water Environments and Planning

Subtheme: Resource Recovery and Re use Urban Agriculture

Work package title and number: WP 5.2 Use of Urban Water for Urban Agriculture

Identification of Deliverable (name and number):

5.2.4 Ba1

Beijing PhD Research

Details of contributing PhD/MSc theses (including title, date, author, abstract, details of where thesis can be accessed):

PhD: **Li Jiuyi**

Title: **Water Scarcity, Risk Assessment and Management in China**

Date finalised: May 2009

Partly financed by SWITCH (70%)

Abstract:

With the rapid growth of water withdrawal, water scarcity has caused a worldwide crisis. China is a water-stress country in the world, with 1/4 water resources per capita of the world's average. In recent years, over-exploitation of the water resources has led to environmental degradation, especially in northern China. Research on water scarcity, is done to promote the rational allocation and efficient utilization of water resources, and guarantee the socio-economic sustainable development. This thesis focused on water scarcity evaluation, water demand forecasting, water scarcity risk assessment and water scarcity management.

The analysis of the influence of a basin's water resources at regional scale (sub-basin scale) is difficult in water scarcity evaluation. In order to solve this problem, an indicator to evaluate water scarcity was developed, called basin-water-available index (BWA). Water scarcity evaluation on water basin level and regional level (Province-level, District-level and County-level) is carried out based on BWA. The evaluation result is consistent with the actual situation. The result can be used in water resources management strategy and decision-making. Furthermore, BWA can also be used in socio-economic evaluation as indication to represent the sustainable ability of water resources due to its convenience to compare in different scale and region.

The relationship between industrial water use and manufacture & construction employment is analyzed in the thesis. Usually, industrial water use peaked when the manufacture & construction employment peaked, which is 10~20 years after Industrialization. Water conservation, which mainly depends on water scarcity degree and environmental protection policies, also affects industrial water use. The thesis forecasts that industrial water use of China will peak in 2020 at 182 cubic kilometers per year, if the government will implement a more strict strategy of water conservation. The increase will concentrate in the southern inland provinces. China's total water use will peak in 2020 with a size of 650 cubic kilometers per year. Water

use in southern inland provinces, northeast China and North China will increase in the next 10 years. Four indices have been developed to evaluate water scarcity: the demand satisfaction index, the demand reliability index, the utilization rate of water resources, and water-use efficiency. The calculation and classification principle of the four indices was discussed. The framework for water scarcity assessment and solution at regional scale was developed based on the four indices, and a case study was analyzed in Beijing-Tianjin-Tangshan Region. Based on the research, it was advised to reduce the water supply from Yuqiao Reservoir to Tianjin from 1 billion cubic meters to 600 million cubic meters after South-North Water Transfer (SNWT) is completed. Water management counter measures are analyzed based on the actual situation in different areas, including water-saving measures, utilization of non-conventional water resources, water supply, facilities construction, water resources management strategy. A market economy-based management system should be set up. Water conservation should become the core of China's water management strategy to promote rational utilization of water resources.

Key words: water scarcity, basin-water-available index (BWA), water demand forecasting, risk assessment, management strategy

Contribution to Deliverable:

Comprehensive description of how the content of the PhD/MSc thesis contributes to achieving the goals/objectives of the Deliverable

The PhD research contributes to overall theme of 5.2, *Use of water for urban agriculture and other livelihood opportunities*.

Work package 5.2 aims to contribute to a paradigm shift in wastewater management and sanitation towards a recycling-oriented closed loop approach. Water, sanitation and food problems affect people directly, and call for sustainable management of urban resources. The aim of the work package is to effect significant improvements in agricultural production, processing and marketing, and other livelihood activities, using freshwater, storm and waste-water. Changes sought include positive actions (e.g. integrated planning) and mitigating actions necessary to reduce risks to the environment and health of producers and consumers. The work-package involves working in Accra, Beijing and Lima and (to a lesser extent in Hamburg) to start up multi-stakeholder processes for action research on productive use of water and wastewater.

In Beijing research linked to the demonstration is undertaken by one PhD (Ji Wenhua), while two co-financed PhD's contributed to an improved understanding of available water resources in Beijing. The research by PhD student Li Jiuyi, started earlier and was partly financed by SWITCH (70%). His work at basin level, focused on water scarcity evaluation, water demand forecasting, water scarcity risk assessment and water scarcity management, under a changing climate, at Beijing basin level. SWITCH in Beijing focused on water availability for improved urban agricultural production. This PhD research allowed to look at this subject from the wider context of availability of water. The framework for water scarcity assessment and decision-making at regional scale, developed under this PhD, was tested in the Beijing-Tianjin-Tangshan Region.

The resulting knowledge will contribute to influencing urban water planning approaches to become more integrative in support of both, urban water based livelihoods and improved water quality. A series of measures and advices have been suggested to facilitate the up-scaling of rainwater harvesting in Beijing. Through

involvement of the working groups, both the Beijing Water Authority and the Beijing Agricultural Bureau already use this information.

Results

One report and several papers.

An indicator to evaluate water scarcity was developed, called basin-water-available index (BWA). Water scarcity evaluation on water basin level and regional level (Province-level, District-level and County-level) is carried out based on BWA. The evaluation result is consistent with the actual situation. The result can be used in water resources management strategy and decision-making.

Related products

(and deliverable number)

5.2.4 Ba1 Framework for Water Scarcity Assessment and Solution in Regional Scale

Li Jiuyi, Li Lijuan, Liang Liqiao, Li Bin, Liu Yumei, 2009. Abstract of paper in Chinese.

5.2.4 Ba2 Water Issues in Beijing-Tianjin-Tangshan Region

Li Lijuan, Li Jiuyi, 2009.

分类号_____

密级_____

UDC _____

编号_____

中国科学院研究生院 博士学位论文

中国水资源短缺及其风险评价与管理对策研究

李九一

指导教师李丽娟 研究员

中国科学院地理科学与资源研究所

申请学位级别博 士 学科专业名称水资源

论文提交日期2009 年 5 月 论文答辩日期2009 年 5 月

培养单位中国科学院地理科学与资源研究所

学位授予单位中国科学院研究生院

答辩委员会主席_____

Classification No. _____

Confidential _____

UDC _____

No. _____

Graduate University of Chinese Academy of Sciences

Doctor Thesis

Study on Water Scarcity, its Risk Assessment and Management in China

LI Jiuyi

Advisor Prof. LI Lijuan

Application Degree Doctor **Major** Water Resources

Submitted Date 2009.5 **Defence Date** 2009.5

Education Unit Institute of Geographic Sciences and
Natural Resources Research, CAS

Degree Awarding Unit Graduate University of CAS

Chairman of committee _____

独 创 性 声 明

本人声明所呈交的论文是我个人在导师指导下进行的研究工作及取得的研究成果。尽我所知，除了文中特别加以标注和致谢的地方外，论文中不包含其他人已经发表或撰写过的研究成果，也不包含为获得中国科学院或其它教育机构的学位或证书而使用过的材料。与我一同工作的同志对本研究所做的任何贡献均已在论文中作了明确的说明并表示了谢意。

研究生签名：

时间： 年 月 日

关于论文使用授权的声明

本人完全了解中国科学院有关保留、使用学位论文的规定，即：中国科学院有权保留送交论文的复印件和磁盘，允许论文被查阅和借阅，可以采用影印、缩印或扫描等复制手段保存、汇编学位论文。同意中国科学院可以用不同方式在不同媒体上发表、传播学位论文的全部或部分内容。

(保密的学位论文在解密后应遵守此协议)

研究生签名：

时间： 年 月 日

导师签名：

时间： 年 月 日

摘 要

随着社会用水的快速增长，水资源短缺逐渐成为世界性的危机。我国是世界上相对缺水的国家，水资源短缺问题突出，水资源的过度开发引发了一系列与水相关的生态与环境问题。研究水资源短缺问题，可以促进水资源的合理开发利用，保障社会经济可持续发展。针对水资源短缺评价与管理中的难点问题，论文在水资源短缺评价、水资源需求预测、水资源短缺风险评价与水资源短缺管理对策方面开展了研究。

针对区域（次流域）尺度水资源短缺评价的难点，提出了水资源丰富指数（BWAI）。指标考虑了流域水资源对区域水资源短缺程度的影响，可以代表水资源对社会经济发展的支撑能力。指标概念明确，结果合理，便于在不同尺度、不同地区之间比较。评价了三级区及省、市、县三级行政区的水资源丰富程度，结果可在水资源规划、决策制定以及社会经济评价中使用。

在分析国内外工业用水发展规律的基础上，揭示了工业用水量与第二产业从业人口规模之间的关系，并分析了节水水平（主要取决于水资源短缺程度以及对环境的重视程度）对工业用水峰值出现时间的影响。判断我国工业用水量将于 2020 年左右达到高峰，规模为 1820 亿 m^3 ，增加部分主要集中在南方内陆丰水省份。我国用水总量高峰也将于 2020 年左右出现，规模为 6500 亿 m^3 ，增加部分主要集中在南方内陆丰水省份、东北地区、华北地区。

发展了由水资源供给保障率、水资源保障可靠性、水资源利用率、水资源利用效率 4 项指标构成的区域尺度水资源短缺风险评估与决策体系，以京津唐地区为例进行了分析。建议南水北调工程通水后，引滦入津规模由目前的 10 亿 m^3 减少为 6 亿 m^3 ，提高唐山市供水能力；适当加强张家口、承德 2 市的供水保障体系建设。

根据我国不同水资源短缺区域的实际情况，分析了节水措施、非常规水源开发利用、工程建设与水资源宏观管理策略等水资源管理对策应用的可行性。在此基础上，提出我国水资源短缺管理对策。我国水资源管理应以水资源优化配置为核心，建立以市场经济为基础的管理体制，促进节约用水，实现水资源的合理利用。

关键词：水资源短缺，水资源丰富指数（BWAI），需水量预测，风险评价，管理对策

Abstract

With the rapid growth of water withdrawal, water scarcity has caused a worldwide crisis. China is a water-stress country in the world, with 1/4 water resources per capita of the world's. In recent years, over-exploitation of the water resources has led to environmental degradation, especially in northern China. Research on water scarcity, can promote the rational allocation and efficient utilization of water resources, and guarantee the socio-economic sustainable development. The doctoral thesis researches on water scarcity evaluation, water demand forecasting, water scarcity risk assessment and water scarcity management, attempting to solve the difficulties in water scarcity study.

Influence of basin's water resources is the difficulty of regional scale (sub-basin scale) water scarcity evaluation. In order to solve this problem, the thesis develops an indicator to evaluate water scarcity, called basin-water-available index (BWA). Water scarcity evaluation on water basin level and regional level (Province-level, District-level and County-level) is carried out based on BWA. The evaluation result is consistent with the actual situation. The result can be used in water resources management strategy and decision-making. Furthermore, BWA can also be used in socio-economic evaluation as indication to represent the sustainable ability of water resources due to its convenience to compare in different scale and region.

The relationship between industrial water use and manufacture & construction employment is analyzed in the thesis. Usually, industrial water use peaked when the manufacture & construction employment peaked, which is 10~20 years after Industrialization. Water conservation, which is mainly depends on water scarcity degree and environmental protection policies, also affects industrial water use. The thesis forecasts that industrial water use of China will peak in 2020 at 182 cubic kilometers per year, if the government carry out more strict strategy of water conservation. The increase part will concentrate in the southern inland provinces. China's total water use will peak in 2020 with a size of 650 cubic kilometers per year. Water use in southern inland provinces, northeast China and North China will increase in the next 10 years.

Four indices have been developed to evaluate water scarcity: the demand satisfaction index, the demand reliability index, the utilization rate of water resources, and water-use efficiency. The calculation and classification principle of the four indices was discussed. The framework for water scarcity assessment and solution in regional scale was developed based on the four indices, and a case study was analyzed in Beijing-Tianjin-Tangshan Region. Based on the research, water supply from Yuqiao Reservoir to Tianjin was advised to reduce from 1 billion cubic meters to 600 million cubic meters after South-North Water Transfer (SNWT) complete.

Water management countermeasures is analyzed based on the actual situation in different areas, including water-saving measures, utilization of non-conventional water resources, water supply

facilities construction, water resources management strategy. A market economy-based management system should be set up. Water conservation should become the core of China's water management strategy to promote rational utilization of water resources.

Key words: water scarcity, basin-water-available index (BWAI), water demand forecasting, risk assessment, management strategy

目 录

第一章 绪论	1
1.1 世界水资源危机	2
1.1.1 淡水资源短缺	2
1.1.2 缺乏安全用水	3
1.1.3 与水相关的环境退化	5
1.1.4 中国水资源危机	6
1.2 水资源短缺理论研究进展	7
1.2.1 水资源短缺评价	7
1.2.2 水资源需求预测	7
1.2.3 水资源短缺管理对策	8
1.3 论文研究内容	8
第二章 水资源短缺评价方法研究	10
2.1 水资源短缺评价常用方法	10
2.1.1 人均水资源占有量	10
2.1.2 水资源开发利用率	12
2.1.3 IWMl模型方法	13
2.1.4 水资源匮乏指数	14
2.1.5 水资源承载力	16
2.1.6 流域水资源分配机制研究	18
2.2 水资源丰富指数 (BWAI) 设计	19
2.2.1 指标分析	19
2.2.2 指标设计	20
2.3 中国水资源三级区水资源短缺评价	21
2.3.1 人均水资源量	21
2.3.2 水资源开发利用率	22
2.3.3 水资源丰富指数	23
2.3.4 BWAI评价的优点	25
2.4 中国行政区水资源短缺评价	26
2.4.1 县级行政单元水资源短缺评价	26
2.4.2 省级行政单元水资源短缺评价及南水北调工程影响	30
2.5 小结	32
2.5.1 主要工作与结论	32

2.5.2 不足及下一步工作	32
第三章 中国水资源需求趋势分析	33
3.1 水资源需求预测研究进展	33
3.1.1 水资源需求预测与水资源需求管理	33
3.1.2 影响需水量的主要因素	35
3.2 中国水资源开发利用评价	37
3.2.1 中国水资源概况	37
3.2.2 水资源开发利用现状	38
3.2.3 开发利用变化趋势及空间分异	40
3.3.4 与发达国家的比较	42
3.3.5 需水增长驱动因素与预测难点	44
3.3 工业用水增长规律与预测方法	45
3.3.1 工业用水零增长的条件	45
3.3.2 工业用水量与二产就业人口的关系	45
3.3.3 水资源短缺对工业用水的制约	47
3.3.4 工业需水预测	48
3.4 中国水资源需求未来发展趋势	49
3.4.1 农业需水	49
3.4.2 生活需水	50
3.4.3 生态用水	51
3.4.4 总用水量	51
3.5 小结	51
第四章 区域尺度水资源短缺风险评估与决策框架	53
4.1 水资源系统风险评估与管理研究进展	53
4.1.1 风险管理研究体系	53
4.1.2 水资源系统风险研究	54
4.1.3 风险评估指标与方法	56
4.2 区域尺度水资源短缺风险评估与决策体系	58
4.2.1 区域水资源短缺风险的复杂性与不确定性	58
4.2.2 水资源短缺风险管理决策需求	59
4.2.3 区域尺度水资源短缺评价指标	60
4.2.4 水资源短缺风险评估与决策体系	62
4.3 京津唐地区水资源短缺风险评估	62
4.3.1 水资源开发利用现状	62

4.3.2 水资源短缺风险评估.....	64
4.4 小结	68
第五章 中国水资源短缺管理对策.....	70
5.1 水资源短缺区域	70
5.1.1 北方平原缺水.....	71
5.1.2 西北干旱缺水.....	72
5.1.3 沿海城市与海岛.....	72
5.1.4 农村饮用水不安全地区.....	73
5.2 加强节水管理	73
5.2.1 农业节水.....	73
5.2.2 工业节水.....	74
5.2.3 生活节水.....	75
5.3 非常规水源开发利用.....	75
5.3.1 海水直接利用	75
5.3.2 海水淡化.....	76
5.3.3 雨水资源利用	76
5.3.4 废水再利用.....	77
5.4 工程建设	77
5.4.1 供水、调水工程.....	77
5.4.2 海洋水库.....	77
5.5 宏观管理策略	78
5.5.1 虚拟水战略.....	78
5.5.2 水资源统一管理.....	79
5.6 小结	79
第六章 结论与展望	81
6.1 主要研究内容与结论.....	81
6.2 论文创新点.....	84
6.3 不足与下一步工作.....	84
参考文献	85
博士在读期间发表的论文.....	94
致 谢	95
附表 1 三级区水资源丰富指数 (BWAI)	97
附表 2 地级行政单元水资源丰富指数 (BWAI)	100

附表 3 县级行政单元水资源丰富指数 (BWAI)	105
作者简历	136
项目资助	137

第一章 绪论

水是生命之源，是人类文明发展的重要基础。然而，可供人类使用的淡水资源是十分有限的。20 世纪以来，随着工农业发展以及人类生活方式的改变，全球用水量的增长了 6 倍，在干旱地区，水资源短缺逐渐成为社会经济发展的制约因素。1997 年 10 月 8 日，联合国秘书长安南在“国际减灾日”指出：在各种自然灾害中，与水相关的洪水、干旱和荒漠化给人类造成的损失极为惨重，不仅夺走大量的生命，而且每年全球损失高达 1000 亿美元，相当于全部自然灾害损失的一半。在水资源短缺与贫困的双重作用下，全球有 11 亿人缺乏安全饮用水，26 亿人缺乏卫生设施（WHO/UNICEF, 2006）。

水资源的过度开发引发了一系列生态与环境问题，包括河流断流、湖泊萎缩、河口生态系统退化、荒漠化等。水资源短缺问题突出的国家，大部分是发展中国家，未来这些国家的人口增长与经济发展，以及为保障粮食安全而引发的灌溉用水需求，将进一步加剧水资源供需矛盾。随着水资源供需矛盾以及与水相关环境问题的日益尖锐，世界淡水危机逐步成为全球共识。20 世纪 70 年代，联合国人类环境会议指出，水危机将成为深刻的社会危机，缺水将严重制约世界经济和社会的发展，世界水事委员会认为水资源危机是 21 世纪人类最大的威胁之一（UNEP, 1972; UNESCO, 2006）。

我国北方地区是世界上水资源短缺问题最突出的区域之一，为满足社会经济发展需要，水资源被过度开发，在华北地区形成了集中连片的地下水漏斗区，引发了西北地区严重的荒漠化问题。Lester Brown（1995, 1998）认为，中国依靠过度开发水资源来发展灌溉农业的策略是不可持续的，将危害世界粮食安全。

与此同时，也有一些学者认为水资源危机被夸大了（Gleick, 2003; Rijsberman, 2006; UNDP, 2006）。Gleick（2003）认为提高供水能力来满足水资源需求的管理策略是错误的，以提高用水效率为主要目的的“软途径”可以有效抑制用水需求。工业节水技术、节水灌溉农业、雨水资源利用、海水淡化产业等水资源利用模式与技术，在全球被广泛采用，有效缓解了水资源供需矛盾。20 世纪 70~80 年代以来，发达国家用水陆续达到顶峰并开始下降，我国北方缺水省市近年来用水量也出现停滞甚至有减少趋势。

水资源短缺是描述水资源可供量与水资源需求之间矛盾的概念，是制定区域水资源政策的基础。同时，在社会经济发展规划中，也需要一个可供对比的水资源指标，描述水资源对社会经济发展的支撑能力（制约作用）。但现有的评价方法无法解决流域水资源分配问题，难以在区域（次流域）尺度中应用。发展一种可应用于区域尺度的水资源短缺评价方法，具有重要的应用价值。

水资源需求预测是制定水资源规划的基础。现有研究中，多以经济规模为基础进行预测，但这种方法的预测结果常常严重偏大。研究水资源需求理论，预测我国水资源需求发展趋势，可以为水资源规划与管理提供研究基础。

1.1 世界水资源危机

1.1.1 淡水资源短缺

地球上,水覆盖了 70.8%的面积,以各种形态存在于地球上的水总计有 13.86 亿 km^3 。然而, 97.5%的地球水是咸水,淡水资源只占 2.5%,其中 87%又是人类难以利用的两极冰盖、高山冰川和永冻地带的冰雪。其余的淡水中大部分是地下水,可供人类使用的江河湖泊水极为有限,全球年可更新淡水资源量(径流量)仅 45.5 万亿 m^3 (Taikan Oki, 2006)。

20 世纪以来,随着全球人口增长、社会经济发展以及城市化进程的加快,世界用水量迅速增长。从 1900 至 2000 年,全球人口由 16 亿增长到 60 亿;灌溉面积由 0.5 亿 hm^2 增长到 2.67 亿 hm^2 ;2000 年用水总量达到 3.8 万亿 m^3 ,增长了 6 倍,快于人口增长速度(图 1-1)。用水量增长的主要驱动因素包括:1) 人口总量的迅速增长;2) 灌溉农业的快速发展;3) 人们生活方式的改变带来的需求 (Gleick, 2000)。

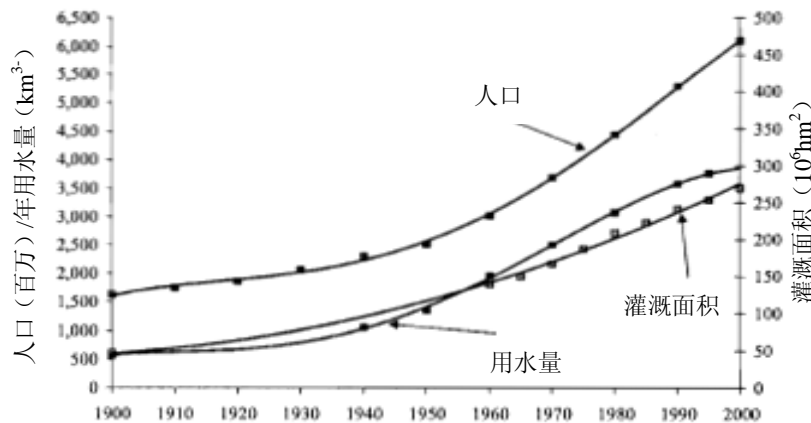


图 1-1 世界人口、灌溉面积与用水量。来源: Gleick, 2000

通常认为,人均水资源量低于 1700m^3 ,则属于用水紧张地区 (Falkenmark, 1989)。全世界有 43 个国家的 7 亿人口生活在用水紧张的基线以下。中东是世界上水资源最紧张的地区,人均水资源量仅 1200m^3 。科威特、利比亚、新加坡、沙特阿拉伯、约旦、也门、以色列等国家人均水资源量不足 400m^3 ,是世界上最缺水的国家 (K Watkins, 2006)。同时,用水紧张的国家大多是发展中国家,人口增长率非常高,人均可用水量在持续下降 (Pitman, 2002)。

水资源开发利用程度指淡水取用量占天然径流量的比例,是评价人类对水文系统影响的一个常用指标 (Alcamo, 1997, 2003; Vrosmarty, 2000; Taikan Oki, 2001, 2006; Falkenmark, 2004)。全球范围内,水资源开发利用程度尚不足 10%。但全球水资源与人口分布十分不均衡,很多地区水资源开发利用程度超过 40%,属于水资源高度紧缺地区。目前,国际上水资源开发利用程度最高的国家主要位于中东、北非和中亚地区(图 1-2)。在流域尺度上,我国北方地区海河流域、黄河流域、淮河流域、

西北诸河流域、辽河流域水资源开发利用也超过 40%，水资源过度开发引发了严重的生态与环境问题。

随着与水相关的环境日益恶化，生态需水（环境流量）日益受到重视。2004 年，V. Smakhtin 等人在对全球生态需水评估的基础上，计算了考虑环境用水需求的水资源压力指数（图 1-2）。结果显示，全球水资源最紧缺的地区为中东、北非、中亚、南亚、美国西部地区及我国北方地区。

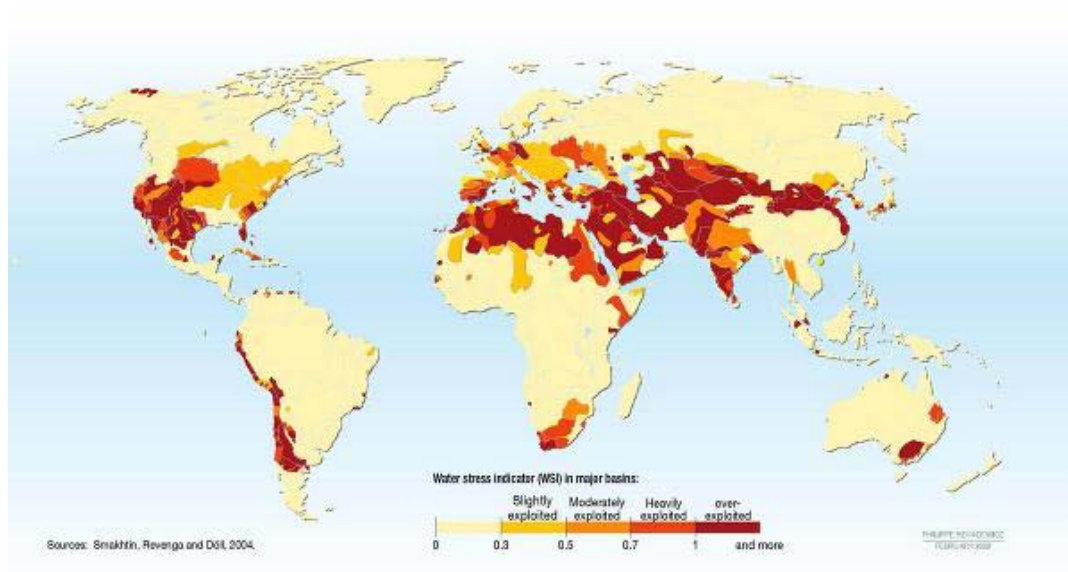


图 1-2 水资源压力指数 来源：V. Smakhtin, 2004

水资源短缺问题突出的国家大多属于发展中国家，未来人口增长与经济发展，势必提出进一步的水资源需求，加剧现已十分紧张的水资源供需矛盾。缺水将严重制约世界社会经济发展，引发生态与环境问题，甚至威胁到人类生存安全。随着全球人口与用水量的迅速增长，淡水资源短缺，已成为全球普遍关注的问题。

1.1.2 缺乏安全用水

在水资源短缺与贫困的共同作用下，世界上很多人口饮用水安全缺乏保障。根据世界卫生组织提供的数据，2004 年全球有 10.69 亿人口生活用水无法得到安全保障。到 2015 年，这个数字稍有降低，但仍达到 9.19 亿。即使达到联合国千年计划目标，这一数字也仍有 7.94 亿（WHO，2006）。

表 1-1 统计了 2002 年全球缺乏安全饮用水人口的区域分布（WHO，2004）。2002 年，世界饮用水不安全人口占总人口的 17%，相比 1990 年降低了 6%。其中，发达国家饮用水不安全人口比例为 2%，而发展中国家普遍较高。撒哈拉以南非洲为 42%，东亚地区为 22%，东南亚地区为 21%，是饮水安全问题最突出的地区。相比城市地区，农村饮用水不安全人口所占比例更高，世界平均水平达到 28%。在发展中国家，这种城乡差异表现更明显，撒哈拉以南非洲、东亚、东南亚、拉丁美洲，农村饮水不

安全人口比例均在 30% 以上。随着发展中国家城市化进程的加速, 城市地区饮用水不安全人口在数量上也有所增长, 从 1990 年的 1.13 亿增加到 2002 年的 1.49 亿。

表 1-1 世界饮用水不安全人口比例 单位: 百万人

区域		1990 年			2002 年		
		人口	饮用水不安全人口	比例	人口	饮用水不安全人口	比例
发达国家	城市	672	0	0%	745	0	0%
	农村	262	3	1%	248	15	6%
	总计	934	0	0%	993	20	2%
北亚/东欧	城市	183	5	3%	180	2	1%
	农村	99	17	17%	101	18	18%
	总计	282	23	8%	281	20	7%
北非	城市	58	3	5%	77	3	4%
	农村	60	11	18%	71	11	16%
	总计	118	14	12%	147	15	10%
撒哈拉以南非洲	城市	141	25	18%	240	43	18%
	农村	363	232	64%	445	245	55%
	总计	504	257	51%	685	288	42%
拉丁美洲	城市	313	22	7%	407	20	5%
	农村	128	54	42%	129	40	31%
	总计	442	75	17%	536	59	11%
东亚	城市	368	4	1%	550	38	7%
	农村	858	343	40%	825	264	32%
	总计	1,226	343	28%	1,375	302	22%
南亚	城市	317	32	10%	444	27	6%
	农村	857	309	36%	1,036	207	20%
	总计	1,175	341	29%	1,480	237	16%
东南亚	城市	141	13	9%	220	20	9%
	农村	299	105	35%	316	95	30%
	总计	440	119	27%	536	112	21%
西亚	城市	85	5	6%	121	6	5%
	农村	52	18	35%	63	16	26%
	总计	136	23	17%	184	22	12%
岛国	城市	1	0	8%	2	0	9%
	农村	5	3	61%	6	4	60%
	总计	6	3	49%	8	4	48%
全球	城市	2,263	113	5%	2,988	149	5%
	农村	3,000	1,110	37%	3,237	906	28%
	总计	5,263	1,211	23%	6,225	1,058	17%

注: 数据来源: WHO, 2004

据统计, 2004 年全球缺乏卫生设施的人口总数为 26 亿 (WHO, 2006)。因为缺乏安全饮用水与卫生设施, 引发了大量的健康问题, 特别是痢疾等疾病。据估计, 每年大约有 218 万人因为痢疾而死亡, 其中三分之二是 5 岁以下的儿童 (WHO, 2000)。而与水相关的疾病带来的死亡总人数则达到 230~500 万 (表 1-2)。

表 1-2 与水相关的疾病引发的死亡人数

来源	死亡人数/年 (百万)
世界卫生组织 (1992)	4
世界卫生组织 (1996)	大于 5
世界卫生组织 (1999)	2.3
世界卫生组织 (2000)	2.18 (痢疾)
Hunter 等 (2000)	大于 5
WaterDome (2002)	大于 3
UNDP (2002)	大于 5
Johannesburg Summit (2002)	大于 5

1.1.3 与水相关的环境退化

水资源的过度开发引发了一系列生态与环境问题, 包括河流断流、湖泊萎缩、河口生态系统退化、荒漠化等。联合国教科文组织 (UNESCO, 2006) 发布的世界水资源发展报告中评价, 由于掠夺式开发以及工业化引发的全球变暖, 全球 500 条主要河流中有至少一半严重枯竭或被污染。由于人口的增长和人类活动的破坏, 世界上很多河口三角洲的生态系统严重退化, 孟加拉湾、长江三角洲、湄公河河口、尼罗河河口、哥达瓦里河河口正在下沉, 致使这些地区海平面上升速度比平均水平 (1.5~2mm) 要快得多, 这与人们在河流的上、中游修筑拦河大坝减少河流带到入海口的泥沙有很大关系 (Ericson, 2006)。

由于水资源的过度开发, 部分地区引发了生态灾难, 以咸海地区最为典型。咸海位于中亚哈萨克斯坦和乌兹别克斯坦两国的交界处, 主要水源为阿姆河和锡尔河。20 世纪 60 年代初, 咸海的水域面积达 6.4 万 km^2 , 湖水平均深 53.4m, 是世界第四大咸水湖。湖岸四周被森林和沼泽环绕, 渔业兴盛, 水运发达, 被人们赞誉为“中亚草原明珠”。但由于灌溉农业的发展, 河流近 90% 的流量被用来灌溉农田, 咸海储水量已经减为原来的 1/4, 湖水深度也下降了近 20m, 面积缩小了一半 (Micklin, 1988, 1996)。由于过量用水, 咸海地区遭遇了世界上最严重的生态灾难 (I Small, 2001)。近 30 年, 咸海几乎失去了水源补给, 湖岸四周沼泽地上茂盛的天然植被已经逐渐衰败, 退化成为盐碱地和沙丘。水退沙进, 干涸的湖底渐渐形成了面积约为 3.6 万 km^2 的盐滩, 0.43 亿 t 的盐尘沫撒向周围的农场, 使农场内肥沃的土地受到了毒害而退化。咸海的捕鱼量已降为零, 昔日的渔港已经荒废, 残存的湖水也因含盐量过高而有些发红混浊 (Bedford, 1996; Spoor, 1998)。截止 1996 年, 因生态问题而离开咸海地区的人数

已经高达 10 万 (UNHCR, 1996)。

1.1.4 中国水资源危机

我国水资源总量为 2.8 万亿 m^3 , 居世界第六位, 但由于人口众多, 人均水资源量仅为世界平均水平的 1/4, 在世界银行连续统计的 153 个国家中居第 88 位, 是水资源紧缺的国家之一 (索丽生, 2001)。由于我国水资源具有时空分布不均的特点, 进一步加剧了水资源供需矛盾。在中国 600 多个建制市中, 有 2/3 存在缺水问题, 其中严重缺水的城市多达 150 个; 每年粮食减产数千万 t, 造成的经济损失达数千亿元。随着水资源开发利用程度的提高, 人类与自然环境用水矛盾日益加重, 生态与环境问题突出。全国荒漠化土地的面积已达 262 万 km^2 , 占国土面积的 27.2%, 而且每年仍以 2640 km^2 的速度在扩展; 中国北方基本上是有水皆污, 有河皆枯, 生态环境日渐恶化, 威胁人类生存安全 (杨树清, 2004)。

黄河是我国第二大河流, 是我国西北和华北的主要水源。自 20 世纪 80 年代末期以来, 黄河干流年径流量减少趋势明显, 与 1956~1989 年间年平均径流量相比, 1990~2000 年间年平均径流量减少幅度达 20~65%。自 1972 年以来, 黄河下游开始出现断流现象, 而且断流出现的频次、历时、长度都在不断增加, 1997 年断流长度达 700km, 利津断面断流长达 226 天。径流的显著减少以及断流情况的出现不仅造成黄河河道及河口生态环境的破坏, 也使得大量的泥沙淤积在河道内, 加重了黄河“地表悬河”的程度 (吴凯等, 2000)。

塔里木河全长 1321km, 是我国最长的内陆河。新中国成立以来, 在人类社会经济活动的作用下, 塔里木河流域生态环境发生了显著变化, 生态与环境问题日益突出, 以胡杨林为主体的荒漠植被全面衰败, 地下水位大幅度下降, 河水盐化, 河道断流, 湖泊干涸, “绿色长廊”急剧萎缩, 沙漠化过程加剧发展 (陈亚宁等, 2004)。

黑河位于河西走廊中部, 全长约 810km, 流域面积 13 万 km^2 , 流经青海、甘肃及内蒙 3 省区, 注入东、西居延海。半个世纪以来, 由于中游地区的大规模水土资源开发和经济、社会的发展, 下游生态环境系统不断趋于恶化, 水质恶化、土地盐碱化、植被退化与下游天然绿洲缩小和土地沙漠化 (王根绪等, 1998)。

扎龙国家级自然保护区是我国首批列入国际重要湿地名录的湿地, 也是我国最大的以丹顶鹤等大型水禽为主体的珍稀鸟类和湿地生态类型国家级自然保护区。1999~2001 年由于连年干旱, 保护区严重缺水, 2001 年 8 月末到 10 月的大火, 烧掉了保护区核心区 50% 以上的芦苇 (邹红菲等, 2003)。

青海省玛多县是黄河的发源地, 20 世纪 90 年代初境内有 4077 个大小湖泊, 总面积达 1673.8 km^2 , 到本世纪初期已有 2000 多个湖泊不复存在, 剩下的 2000 多个湖泊也正日益萎缩, 面临消失的危险。这些湖泊周围半数以上的小河、小溪也因水源枯竭而干涸 (朱琰等, 2003)。

1.2 水资源短缺理论研究进展

随着全球水资源问题的日益严重,水资源短缺问题逐步受到各国政府与大众的重视。水资源专家也发展了大量的方法,研究水资源短缺问题,取得了很多成果,为水资源管理与决策提供了重要基础。

1.2.1 水资源短缺评价

水资源短缺是描述水资源供给与需求之间矛盾的概念,通常用来评价是否有足够的水来满足水资源需求 (FAO, 1995)。水资源短缺与水资源丰富程度、水资源时空变异性、水资源开发利用难度、社会经济发展水平与经济结构、区域干旱程度、区域用水习惯与节水水平等因素相关。

20 世纪 80~90 年代以来,国内外发展了大量的方法,研究水资源短缺问题,主要包括人均水资源量(水资源短缺指数)、水资源开发利用程度(水资源脆弱性指数)、水资源匮乏指数、水资源承载力等,从不同角度评价水资源紧缺程度。

现有方法主要应用于国家、流域尺度,但不适用于次流域尺度。在评价流域水资源短缺时,不考虑入境水资源量,显然是不合理的。但如果考虑入境水资源量,目前尚未有一种可接受的分配机制,人为的选取易失去了客观性,特别是评价单元较多时,不具有可操作性。在干旱缺水地区,区域间水资源协调难度大,这个问题更加突出。在水资源管理政策、决策制定及有关社会经济评价中,需要一个概念明晰、计算简单的水资源指数,描述区域水资源的丰富(短缺)程度,及其对社会经济发展的支撑能力(限制作用),这是目前尚未得到解决的难点。

1.2.2 水资源需求预测

由于人口增长及经济发展,全球用水量仍处于快速增长阶段。水资源需求预测是研究水资源短缺问题的重要基础,是水资源学科中的热点问题。水资源需求预测可以为制定区域水资源政策提供依据,是建设蓄水、供水、调水工程设施的重要基础,具有十分重要的意义。

在进行世界、国家、区域等大尺度水资源预测时,由于影响因素非常复杂,且这些因素将来如何发展本身也存在很大的不确定性,以用水机理为基础来预测水资源需求不具有可行性。目前,常用的预测方法包括趋势法、回归分析法、时间序列法、指标分析法、灰色模型法、神经网络法、系统动力学模型法。由于采用数据简单,信息量少,趋势法、回归分析法、时间序列法在长期预测中精度不高。灰色系统、神经网络、系统动力学等模型预测精度相对较高,但由于模型机理复杂,需求数据量大,对模型操作者要求高,而且结论不易为管理、决策者所理解,对制定用水政策意义有限。现有省、流域水资源需求预测中,大多是根据经济发展规模与用水之间的关系,预测未来水资源需求。但发达国家的历史经验表明,在社会经济发展到一定程度后,用水

量不再随经济规模的增长而增长,甚至呈现出下降的趋势,以经济规模为基础的预测值,通常远远高于实际用水量。在这种情况下,以经济规模为基础的预测方法逐渐受到质疑。

远期水资源需求预测,特别是工业需水量,是水资源研究中的难点,还没有有效的解决方法。中国用水量是否已经达到了顶峰,用水峰值会有多大,是学术界普遍关注的一个问题,但目前尚没有定论。

1.2.3 水资源短缺管理对策

水资源短缺管理对策可分为两大类,工程措施与非工程措施。工程措施是通过建设水利工程,提高区域供水能力,保障区域用水安全。建设蓄水工程,可以在年内、年际间调节水资源,提高来水不足时期的供水保障率。建设跨流域调水工程,可以为缺水地区提供更充足的水源,满足其社会经济发展需要。建设雨水利用、海水淡化工程,使用污水灌溉,开发非常规水资源,可以减少淡水取用量。

非工程措施通过提高水资源利用效率,从而达到减少区域水资源需求的目的。包括推广节水器具降低生活用水量,使用喷灌、滴灌等节水灌溉技术降低农业用水量,提高工业用水循环利用率减少工业用水量等。20 世纪 60 年代开始,发达国家制定了更加严格的水资源管理政策,控制淡水取用量,取得了良好的效果,20 世纪 70~80 年代,用水量陆续达到高峰,并开始下降。

从 20 世纪中叶开始,美国、日本、英国、德国、加拿大、澳大利亚、以色列等发达国家陆续建立了较完善的水资源管理体制。明确水权,强调水资源为国家所有,对各类水资源的使用权予以确认,根据具体情况确定用水优先次序,在宏观层面优化调配水资源。制定适合国情的水资源管理法规与电价体制,作为水资源管理的手段,实现水资源的合理利用。

1.3 论文研究内容

从我国水资源管理的实际需要出发,针对水资源短缺评价与管理理论中的难点问题,设计本文研究内容如下:

(1) 可用于区域尺度(次流域尺度)的水资源短缺评价方法。功能区划、区域发展规划、城市发展指数评价等社会经济评价中,需要一个可供对比的水资源丰富(短缺)指数,描述水资源对社会经济发展的支撑能力。由于流域水资源的协调难题,现有水资源短缺评价方法应用于次流域尺度存在困难。本文拟统筹考虑流域水资源,提出一个可用于不同区域、尺度间对比的水资源丰富指数,并对全国水资源三级区以及省、市、县级行政区的水资源丰富(短缺)程度进行评价。

(2) 基于驱动因素的需水量预测方法。中国用水量是否已经达到了顶峰,用水峰值会有多大,是学术界普遍关注的一个问题,但目前也没有定论。本文拟通过对我

国各用水用户的分析,参考发达国家用水历史发展趋势,总结水资源需求发展规律与主要影响因子,分析我国未来水资源需求发展趋势。

(3) 区域尺度水资源短缺风险评价与决策体系。自 20 世纪 50 年代被提出以来,风险管理日益受到重视。作为人类社会可持续发展的重要基础,水资源短缺问题成为风险研究中的热点,日益得到国际社会及学术界的关注。现有的研究多集中在工程、城市尺度供水风险以及气候变化水资源效应方面,对区域尺度水资源短缺风险涉及较少。本文拟在前人工作的基础上,发展便于应用于管理决策的区域尺度水资源短缺风险评价指标体系,构建风险评估与决策框架,并以京津唐地区作为实例进行研究。

(4) 水资源短缺管理对策。根据我国水资源短缺区域的实际情况,分析各种技术与管理措施在我国不同缺水地区应用的可能性。在此基础上,提出我国水资源短缺管理对策。

第二章 水资源短缺评价方法研究

与缺水 (Water shortage) 相比, 水资源短缺 (Water Scarcity) 更侧重于水资源管理, 通常用来评价是否有足够的水来满足水资源需求, 是描述水资源供给与需求之间矛盾的概念 (FAO, 1995)。20 世纪 80~90 年代以来, 国内外发展了大量的方法, 研究水资源短缺问题, 评价水资源对社会经济发展的支撑能力 (制约作用), 取得了很多成果, 服务于水资源管理与决策。但一直以来, 流域内水资源如何分配的问题没有得到解决, 当评价单元小于流域尺度时, 现有指标难以表达区域水资源短缺程度。如果只计算本地水资源量, 会出现上海与宁夏水资源短缺程度相近的结论, 显然是不合理的 (钱正英, 2001)。如果考虑入境水资源量, 对于某一特定区域, 可供利用的过境水资源规模难以评估, 人为分配主观性太强, 尤其是评价单元较多时, 几乎不具有可操作性。在用水增长快速的干旱缺水地区, 区域间水资源协调难度大, 这个问题更加突出。本章针对这一问题, 提供了一个考虑流域内水资源协调的水资源丰富指数, 该指数可以应用于区域 (次流域) 尺度的水资源短缺评价, 为水资源决策服务, 也可作为功能区划、区域发展规划、城市发展指数评价等社会经济评价与规划提供水资源指标支撑。

2.1 水资源短缺评价常用方法

水资源短缺是描述水资源可利用量与水资源需求之间矛盾的概念, 与水资源丰富程度、水资源时空变异性、水资源开发利用难度、社会经济发展水平与经济结构、区域干旱程度、区域用水习惯与节水水平等因素相关。用一个指标把这些因素综合起来, 是很困难的, 所以通常都是采用相对简单的指标, 来代表水资源的短缺程度。

2.1.1 人均水资源占有量

用人均水资源占有量以及类似指标评价水资源短缺问题, 最早是由瑞典水文学家 Falkenmark 提出并使用的 (Falkenmark, 1989)。该指数根据区域人均水资源量的多少, 划定缺水程度的分级。根据对农业、工业、家庭、环境等部门的需水量评价, 通常认为人均水资源量低于 1700m^3 时, 可更新的水资源量处于紧张状态。而人均水资源占有量低于 1000m^3 时, 则称为水资源短缺。低于 500m^3 时, 为严重紧缺。

该指标非常简单, 且代表性强, 得到了广泛的应用, 联合国粮农组织 (FAO, 2007)、世界资源研究所 (WRI, 2000) 等国际组织对世界水资源进行评价时, 均采用这一指标。如图 2-1, 是 2007 年世界各国水资源人均占有量。可以看出, 从人均水资源占有量看, 世界最缺水的区域是北非和西亚, 其次为中亚和南亚, 还有我国北方地区。

表 2-1 是我国水利部水资源司根据我国的具体情况, 综合联合国组织和国内外专家的意见确定的我国水资源短缺评价的标准 (水利部, 1999)。按照这个标准, 我国北方地区大部分属于中度缺水和重度缺水, 水资源最紧张的海河流域则为水资源极度

缺水地区。

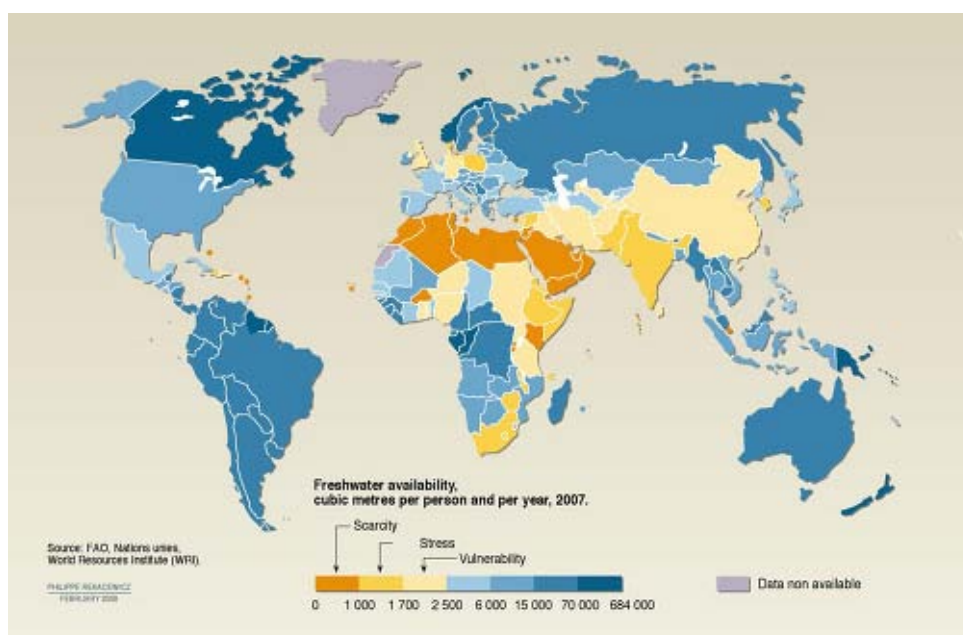


图 2-1 世界水资源人均占有量 来源：FAO，2007

表 2-1 水资源紧缺指标评价标准及缺水特征

人均水资源量 (m ³)	缺水程度	缺水表现
>3000	不缺水	
1700~3000	轻度缺水	局部地区、个别时段出现缺水问题
1000~1700	中度缺水	周期性与规律性用水紧张
500~1000	重度缺水	持续性缺水
<500	极度缺水	极其严重的缺水

类似的指标还有水资源紧缺指数 (hydrological Water Scarcity Index, WSI), 即 10000m³ 可更新水资源量对应的人数。Ohlsson (1998, 1999) 根据人类发展指数 (Human Development Index, HDI) 对 WSI 进行修正, 进一步从经济、技术等角度评估应对水资源紧缺的能力, 提出了社会化水资源紧缺指数 (Social Water Scarcity Index, SWSI), 计算公式如下:

$$SWSI = \frac{WSI}{HDI}$$

人均水资源占有量以及类似指标, 从水量的角度揭示了区域水资源紧缺发生的可能性及可能的表现特征, 方法简单, 数据容易获得, 直观性强, 在评价流域或大区域水资源紧缺问题时应用广泛, 也是区域水资源条件对比中最普遍采用的指标。

不过这种方法的缺点也同样明显。Falkenmark 基于灌溉农业发展保障粮食安全的假设, 得出 1000m³ 是水资源短缺线的结论, 考虑人口增长的因素, 把 1700m³ 作为发

展中国家水资源紧缺标准。但实际上,不同区域的农业用水量有很大差异,上述等级划分标准并不一定符合实际情况。特别是在小尺度上,粮食生产与人口规模并非一定保持一致。因为经济结构、气候特点、生活方式、节水水平的不同,区域间用水有很大差异。人均水资源占有量的方法没有考虑到用水的因素,其结果不能有效反应水资源供给与需求之间的矛盾。

2.1.2 水资源开发利用率

有些学者从年平均水资源更新量与水资源需求量入手,对水资源短缺问题做了更深入的探讨。Shiklomanov 等(1991, 1998, 2003)对此开展了深入研究,评估了各国年均水资源可利用量与农业、工业、生活三个用户的水资源需求量,对比分析了水资源供给与需求之间的关系。

水资源需求预测的主观性较强,Raskin(1997)在 UNDP 对全球的一份水资源评估报告中,选择了更客观的地表水、地下水取水量,根据 Shiklomanov 的基础数据,计算取水量占可利用水资源量的比例,评估水资源短缺程度,称为水资源脆弱性指数(Water Resources Vulnerability Index, WRVI)。以 WRVI 的大小来评价国家或地区的水资源短缺程度,如果 WRVI 在 20%~40%之间,则称之为水资源短缺,如果超过 40%则称为严重短缺。由于可利用水资源量难以评价,Alcamo(1997, 2000)用年均水资源量代替水资源可利用量,采用水资源开发利用量占年均水资源量的比例,即水资源开发利用率指标,评价全球尺度的水资源短缺问题。这种方法数据容易获取,在国内外得到了广泛的应用。

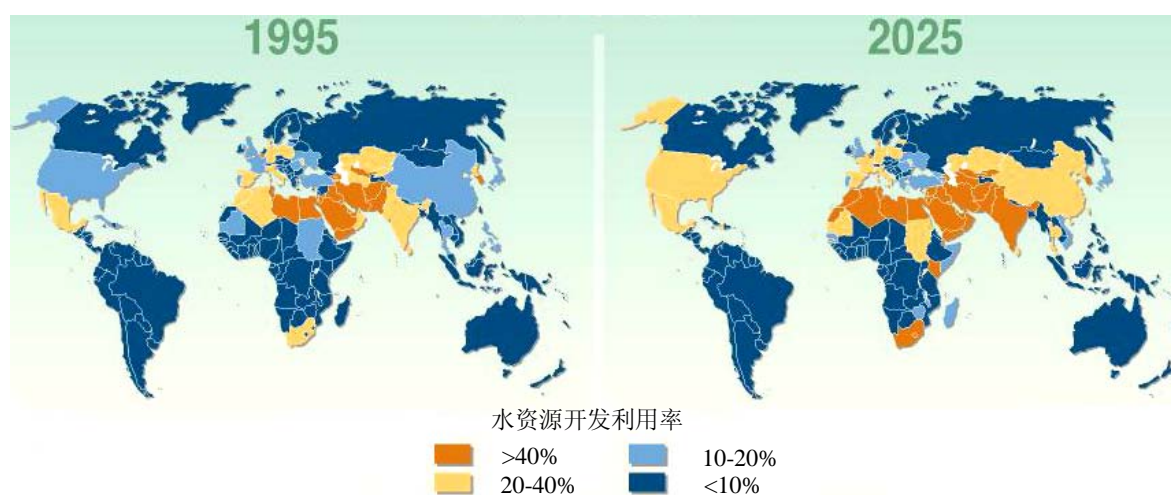


图 2-2 世界水资源开发利用率。来源: Geneva, 1996; GEO, 2000; UNEP, 1999

如图 2-2 所示,根据取水量与可利用水资源量之间的对比,中亚、西亚、北非是最缺水的地区。与人均水资源占有量的评价结果相比,中亚地区水资源紧缺状况有所

加重，这是因为中亚地区灌溉农业发达，灌溉用水量大，水资源开发利用率较高。实际上，受经济结构等因素的影响，世界各国人均用水量相差很大，如英国尚不足 200m^3 ，而中亚各国则超过 2000m^3 ，从这个意义上，脆弱性指标（或开发利用率指标）相对人均水资源占有量指标，更具合理性。

由于水资源过度开发利用，个别地区水资源开发利用率超过 100%，如我国海河流域部分地区。为了控制指标的取值区间，有学者提出了标准化公式，使得指标的取值区间在 -1~1 之间，公式如下（Alamarah, 2003）：

$$WAI = \frac{R + G - D}{R + G + D}$$

式中，WAI 是水资源可利用指数；R 代表地表水资源量，G 代表地下水资源量，两者之和为水资源总量；D 是总需水量（用取水量代替）。

水资源开发利用率是用水量与水资源总量的比值，两者分别代表了水资源需求与水资源可供给量。与人均水资源占有量指标相比，水资源开发利用率指标考虑了水资源开发利用情况，其结果直观反映了区域水资源条件与社会经济用水需求之间的矛盾，更能代表区域水资源短缺程度。

在水资源评价与规划中，水资源开发利用率指标得到了普遍的应用。目前的难点是，当研究区小于流域尺度时，河流沿岸地区存在过境水资源量，是否将过境水资源量计入水资源总量，计入多大的规模，是很难确定的。因为缺乏可被普遍接受的流域水资源分配机制，在实际应用中，多忽略入境水资源的影响。有时，对过境水资源量大的区域进行人为的调整，避免上海等下游地区极度缺水的不合理评价结果。但人为调整影响了指标评价的客观性，不同区域之间指标比较的可信度降低。而且当研究区较多时，人为调整的方法操作难度太大，可行性不高。

2.1.3 IWMI 模型方法

国际水资源管理研究所（International Water Management Institute, IWMI）构建了水资源短缺评价模型，对全球水资源短缺状况进行了评价（Seckler, 1998）。IWMI 把现有供水设施的供水能力作为开发利用水资源的能力以及满足水资源需求的能力，把水资源利用过程中的蒸发量作为水资源消费量，与重新回到河流中的水资源量分开考虑。在此基础上，进一步考虑了 2000~2025 年各国用水设施可能的发展以及灌溉效率的提高等方面的影响，将在提高未来水资源适应能力后，仍然不能满足水资源需求的国家，称为“自然缺水”。对于有足够的可更新水资源，但由于经济条件的限制，不能满足人们水资源需求的国家，称为“经济缺水”。

如图 2-3 所示，“自然缺水”的地区包括我国北方地区、美国科罗拉多河流域、中亚、西亚、北非、印度河流域。这些地区大多降水量偏少、人均水资源占有量较低、社会经济发展迅速，未来水资源需求难以得到有效保障。“经济缺水”则主要集中在中部非洲，这部分地区的人均水资源占有量并不低，但由于经济发展较为落后，利用

水的能力受到限制，有大量的人口缺乏安全饮用水和卫生设施。

IWMI 不仅是从资源的角度出发，而且有效的评估了人类利用水资源的能力，相比前两个指标更具有实用价值。但与前两种指标相比，这种方法过于复杂，应用中存在困难。

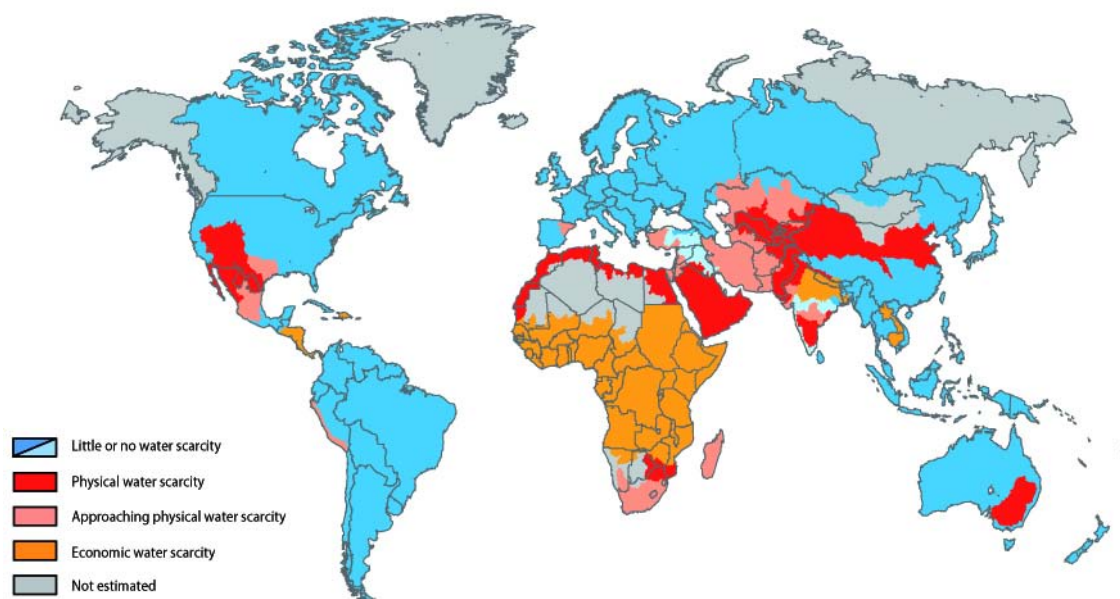


图 2-3 世界自然缺水与经济缺水区域 来源：IWMI, 2006

2.1.4 水资源匮乏指数

水资源匮乏指数（Water Poverty Index, WPI）是英国水文与生态研究所（CEH）的 Sullivan 教授提出的，是一种综合评价水资源短缺的方法。WPI 由资源、途径、能力、利用、环境 5 个分指数组成，其中“资源”指地表水及地下水资源可利用量；“途径”指保证人们基本用水的有效途径；“能力”指人们管理水资源的能力；“利用”指不同用途的用水方式和效率；“环境”指与水相关的环境状况。该方法最早应用于社区尺度，在斯里兰卡、坦桑尼亚、南非等国家进行了对比分析。同时，Sullivan 等还对 WPI 方法进行了扩展，进一步应用了区域以及国家尺度（Sullivan, 2002, 2003, 2005, 2006）。

水资源匮乏指数的目标是从不同的角度，综合评价水资源短缺问题，进而服务于水资源管理。基于这个目的，Sullivan 提倡使用尽可能多的参数来评价各子指标。如“资源”指标项，可以选取地表水资源量、地下水资源量、上游来水量、供水设施、来水保证率等参数；“途径”指标项，可以选取拥有上下水设施的人口比例、饮用水安全的人口比例、取水的平均时间等参数；“能力”指标项，可以选取社会经济、教

育程度、基尼系数等参数；“利用”指标项，可以采用农业用水有效利用系数、工业用水重复利用率、人均生活用水量、人均总用水量、节水设施普及程度等参数；“环境”指标项，可以采用水质、水土流失、富营养化等参数。在不同尺度、不同区域的应用中，受数据获取的限制，采用的参数有所区别。

如何把 5 项分指标综合成水资源匮乏指数，Sullivan 没有提出有效的方法。在他的评价中，通常给 5 项指标选取相同的权重，取平均值来计算水资源匮乏指数（WPI 及五项分指标满分均为 100）。全球 WPI 评价如图 2-4 所示。

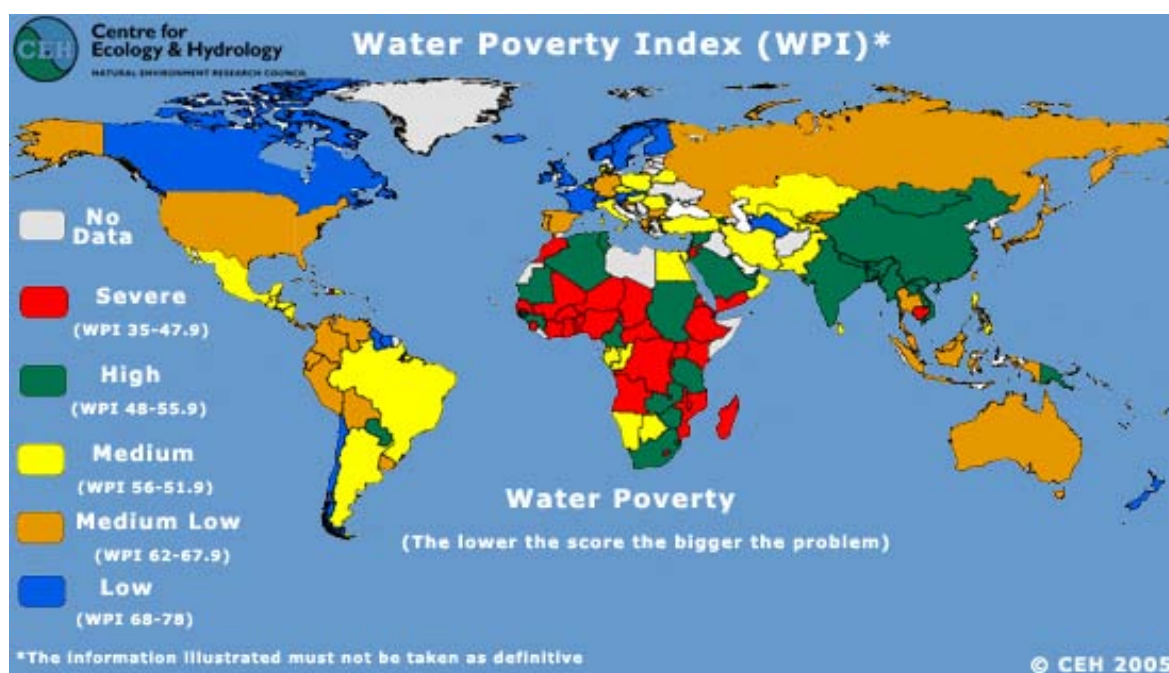


图 2-4 世界水资源匮乏指数 来源：CEH，2005

WPI 方法考虑比较全面，分项指标从不同角度分析水资源利用中的问题，不仅可以反应国家之间的差异，还可以反映居民个体的用水安全保障程度。WPI 方法在贫困国家社区尺度的分析中，取得了良好的成果。Sullivan 将这种方法拓展到全球尺度后，认为这种方法将成为未来水资源管理中的有效手段。

但在大尺度的评价中，目前 WPI 还极少有被应用的案例，本文作者认为主要是由其缺点造成的。首先，WPI 方法需求数据量大，Sullivan 提倡尽可能多的应用不同的数据，在不同尺度和地区的评价中，采用的参数以及计算方法各不相同，5 项指标综合时采用的权重也没有明确标准，这些评价方法的不确定性造成评价结果不具有可对比性。其次，方法最初应用于经济不发达地区的社区尺度分析，分项指标的得分能够直观展示评价单元各方面问题的严重程度，进而为管理者提供决策参考，但当这种方法应用于更大评价单元时，因为评价单元内部分异较大，分项指标结果则失去了这一功能。再次，WPI 包含 5 项分指标，分别从不同角度分析水资源问题，为决策者提

供直观的参考,但在实际应用中,特别是评价单元较多时,多使用 WPI 总指标对比,混淆了自然缺水、经济缺水与管理缺水等类型,失去了多指标分析的优势。最后,评价单元间差异较大时,社会经济发达的地区容易在“途径”、“能力”、“利用”分项指标上获得更好的评价,进而放大了经济效应,而“资源”指标的差别则并非十分明显,Komnenic (2008) 的研究表明,部分水资源条件本来丰富的地区,评分反而比较低。

综上所述,水资源匮乏指数的优点是通过 5 个分项指标从不同角度说明区域的水资源问题,进而服务于水资源管理。但由于采用参数与方法的不确定性,并不能通过 WPI 大小的简单对比,比较不同尺度、不同区域的水资源短缺问题。因此,这种方法的适用范围是有限的。首先,评价单元应为内部分异较小的水资源管理单元,如社区单元、市(县)行政单元。由于内部分异明显,分项指标真实反应研究区实际情况,WPI 方法在国家尺度的评价意义不大。其次,评价单元个数不宜过多,这样可以通过分项指标的对比揭示单元间的差异,进而服务于水资源管理。当评价单元过多时,分项指标的评价结果容易被忽视,而总指标的简单比较,则失去了 WPI 方法的优势。李丽娟等(2007)在广东省国土规划中,采用 WPI 方法评价了广东省 21 个地级行政单元的水资源问题,是 WPI 应用的一个较好范例。

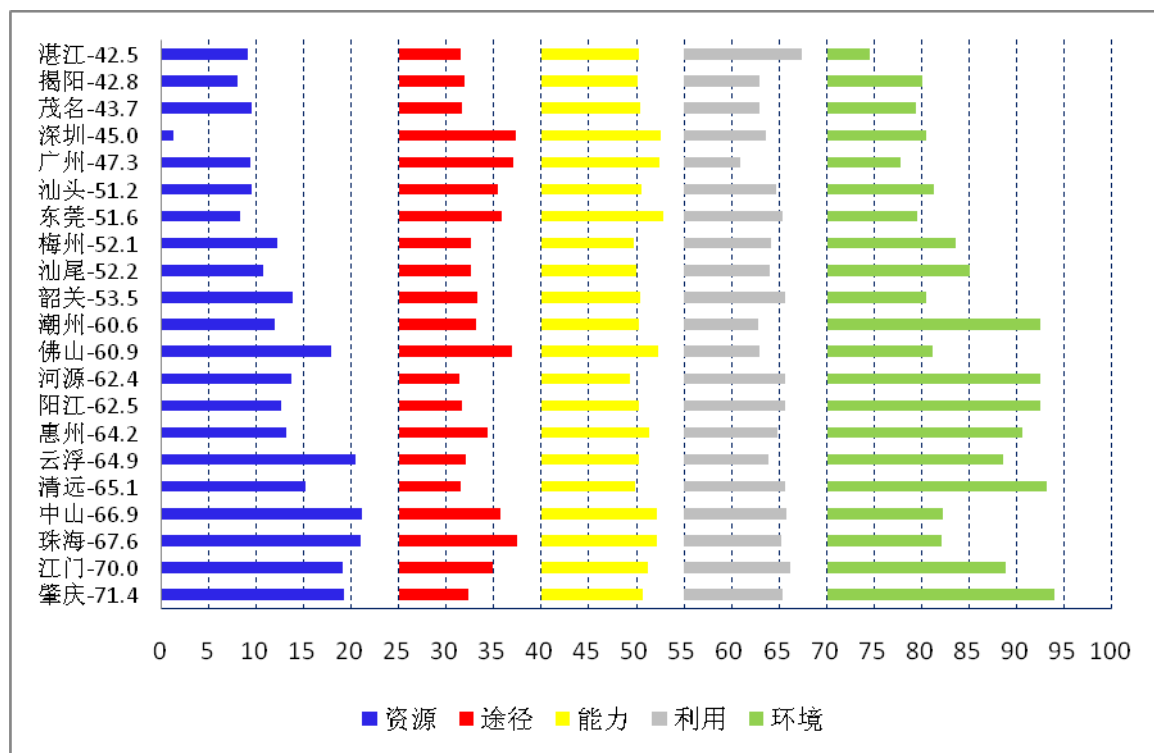


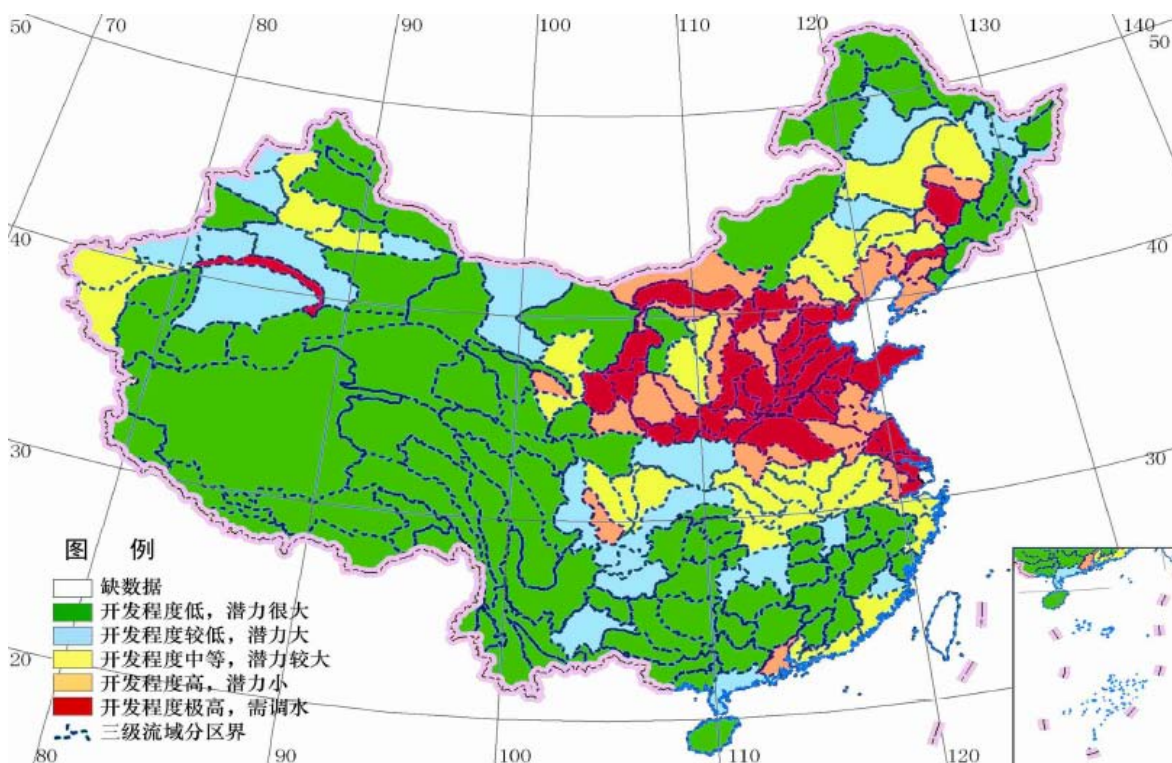
图 2-5 广东省各市水资源匮乏指数 来源: 李丽娟等, 2007

2.1.5 水资源承载力

20 世纪 80 年代以来,我国开展了大量水资源承载力的研究。通常认为,水资源

承载能力是指某一地区的水资源，在一定社会历史和科学技术发展阶段，在不破坏社会和生态系统时，最大可承载（容纳）的农业、工业、城市规模和人口的能力，是一个随着社会、经济、科学技术发展而变化的综合指标（施雅风等，1992；阮本清等，1998；王浩等，2004）。

水资源承载力最初应用于我国西北干旱半干旱农业区，以区域水资源支撑能力出发，研究水资源短缺对社会经济（主要是农业规模及与之相适的人口规模）的支撑能力。我国学者在新疆、甘肃河西走廊地区、塔里木盆地等缺水地区的研究成果，科学的评价了当地水资源基础，为社会经济可持续发展提供了科学依据。后来，水资源承载力研究逐渐拓展到海河流域、关中平原、辽河流域等其它缺水地区，通常以承载人口作为核心指标，研究一定生活水平下区域水资源所承载的最大人口数量。也有学者从水资源承载力的概念出发，构建了水资源负载指数，用于定量评价不同地区的水资源利用程度和开发潜力（图 2-6）。



水资源负载指数是基于水资源承载力的概念，以水资源总量与区域人口、经济规模之间的比值表征区域水资源开发程度及利用潜力。水资源负载指数以现有的承载规模来揭示水资源的可持续利用能力，但用来评价区域水资源短缺程度时也存在问题。首先，由于经济结构等因素的不同，人口并不能直接代表用水规模（见论文 2.1.1 节；国内外用水发展规律表明，经济规模与用水量之间并没有明显的关系，在经历一定的历史发展阶段后，水资源需求并不随着经济的增长而增长（具体见论文第三章），经

济规模也不能作为用水量的表征指标。因此,水资源负载指数并不能真实反映区域水资源开发利用程度。特别是研究区较多,评价单元之间人口密度、经济发展水平相差较大时,水资源负载指数的评价结果与区域水资源短缺实际状况不符。选用统一的等级划分标准,会得到我国人口集中、经济发达的东南沿海地区水资源利用潜力小,人口密度小、经济总量小的西北地区水资源利用潜力大的结果,与我国水资源短缺实际空间格局不符。此外,由于经济规模随时间的变化较快,同一地区的水资源负载指数难以维持相对稳定性,其等级划分标准的制定也成为难点。

综上所述,水资源承载力方法适用于流域、区域等大尺度,在小尺度研究中则出现不足。适用于人口快速集中、社会经济快速发展的水资源缺乏地区,对于丰水地区以及用水已经达到顶峰的缺水地区,水资源条件对人口集中的制约作用有限,研究意义相对较小。水资源承载力及水资源负载指数研究适合在单一研究区或少数相似的研究区开展,但并不适用于不同地区之间的比较。

2.1.6 流域水资源分配机制研究

世界上有 41%的土地面积属于国际河流流域,关于流域水资源分配的讨论由来已久,主要是关于国家之间的水资源分配原则。存在两种观点,一是上游地区用水具有绝对优先权,二是注重历史用水情况。随着国际法与国际组织取得的进展,越来越多的观点倾向于认为河流下游地区拥有与上游一样的用水权利。1996 年,国际上达成赫尔辛基草案(ILA, 1996),根据水文、地理、流域气候、历史以及现状用水、社会经济用水需求、人口、替代资源及其成本、用水效率、补偿其它地区的可能性等方面,确定了国际河流水资源分配原则。草案为合理分配国际河流水资源提供了一个良好的基础,但草案的复杂性,限制了它的应用。

Seyam(2000)避免了赫尔辛基草案中的复杂性,从流域内人口对水的权利机制出发,根据不同的原则,确立了 4 种水资源分配计算公式体系,并在赞比亚河流域进行了应用。Seyam 的主要思路是,流域中的一个国家对本地的绿水资源具有绝对的支配权;某一河段以下的人口对这一河段的径流水资源拥有同样的水权;流域内所有人最优先具有最基本的生活用水保障权利(100L/d/c);在以上原则内,上游地区拥有优先用水权利。由于这种方法对现状用水、未来水资源需求变化趋势、区域性用水差异考虑较少,合理性还有待商榷。特别在缺水的国际河流流域内,水资源问题是政治性问题,这种方法的计算结果,是否能为各国政府认可也是问题。这种可量化的计算原则,为解决次流域尺度水资源短缺程度的评价提供了一个思路,具有一定的应用价值。但由于公式需要每个单元的降水量、径流量、地下水资源量、人口、耗水量等数据,当评价单元数量过多时,应用还是受到限制。

2.2 水资源丰富指数（BWA）设计

在水资源政策与决策制定中，需要一个指标来描述不同区域的水资源短缺状况。同时，功能区划、区域发展规划、城市发展指数评价等社会经济评价与规划中，也需要一个简单有效的水资源指标来表征区域水资源对社会经济发展支撑能力。本节旨在设计这样的水资源指标，用于评价区域水资源短缺状况，描述其对社会经济发展的支撑能力。

2.2.1 指标分析

水资源短缺问题的实质是一个地区能否得到充足稳定、安全可靠的水资源供给来满足区域用水需求。主要涵盖三方面内容，一是该区域水资源丰富程度，包括本地水资源与可利用的客水资源两部分，同时要考虑水资源的时空变异性；二是该地区现有的用水状况及未来水资源需求发展，主要决定因素有区域经济结构、用水水平、用水习惯以及未来人口集中、经济集聚对水资源的需求；三是应对水资源短缺的能力，如供水工程设施完善程度、蓄水工程应对干旱的能力以及区域经济水平等。

在实际应用中，很难用一个指标包含如上所有因素。WPI 指数应用中显现的问题，也显示在评价单元个数较多、差异较大时，采用复杂指标反而容易丢失水资源自身的特性。从另一个角度，决策者制定决策时，或者在社会经济评价中，水资源只是作为其中一个指标。所以，一个只考虑水资源自身条件的指标，反而更具应用价值，这也是人均水资源占有量、水资源开发利用两个指标得以普遍应用的原因。

基于如上分析，该水资源指标应具有以下特点：

（1）概念明晰，易于理解。指标主要服务于政策制定者，或者其它专业的专家，所以指标需要具有明晰的概念，容易被这些管理人员、学者所理解。

（2）计算简单，需求参数少。受数据获取难度的限制，只有方便计算的指标，才更具有实用价值。

（3）能满足不同尺度、不同区域之间的比较。指标大小代表一定的意义，在不同尺度、区域的评价结果具有可对比性。

（4）不考虑经济等其他因素。指标评价结果服务于决策者，而决策者制定政策与决策时，还需要综合其它指标，所以该项指标只考虑水资源要素，反而更突出区域水资源的特性。

（5）统筹考虑流域水资源。在一个流域内，水资源的分布和人口的分布通常是很不均衡的，客水资源是下游地区、城市地区的重要水源，一个合理的指标，必须统筹考虑流域水资源。对于没有分水方案的河流，如何评价入境水资源量的可利用量，尚未有得到普遍认同的方法，这也是水资源指标设计的难点所在。

2.2.2 指标设计

由于经济结构等因素的不同,人均用水量区域差异非常明显,所以指标需要综合考虑水资源丰富程度与用水两方面的因素。在已有的指标中,水资源开发利用指标是基于此设计的,在进行流域尺度水资源评价时,这个指标也是最经常使用的指标。根据水资源开发利用率的含义,计算公式如下:

$$WWI = \frac{S - S_o - NW}{WR}$$

其中, WWI 为本地水资源实际开发利用率; S 是该区域供水总量; S_o 是外部水源供水量; NW 是供水量中非常规水源的数量,如淡化海水量等; WR 是评价单元的水资源总量。

因为扣除了非常规水源和外部供水量,上述指标为评价单元自身的实际水资源开发利用率。其中 S_o 是本单元从外部获得的水资源量,包括从本流域河流的取水。但在实际应用中,本流域的取水数据难以获得,如我国水资源公报中只统计跨水资源一级区调水量,而不包括从流域内部其它地区获得的水资源量。所以,在实际计算中,通常忽略了从流域内部其它地区获取的水资源,具体计算公式如下:

$$WWI' = \frac{S - T - NW}{WR}$$

其中, WWI' 为水资源开发利用率; T 是跨流域调水量; NW 是供水量中非常规水源的数量,如淡化海水量等; WR 是评价单元的水资源总量。

WWI' 采用的数据容易获得,但没有考虑流域水资源对评价单元用水的影响。在大江大河的下游地区,如长江三角洲、珠江三角洲地区,人口集中,用水量大, WWI' 指数很高。但因为长江、珠江水资源丰富,实际上水资源并不紧缺。如何协调流域水资源,是水资源短缺评价(支撑能力评价)的迫切需求,也是难点所在。

为了解决这一问题,本文采用如下原则:对于某一评价单元,使用这一单元及其上游区域的整体水资源开发利用率,来代表人类用水对这一单元影响程度,称为流域-水资源利用系数($BWWI$)。例如,对于位于长江干流的巢滁皖及沿江诸河水资源三级区,则取该区及该区上游地区的整体水资源开发利用率,作为这个三级区 $BWWI$ 指标。计算公式如下:

$$BWWI = \frac{\sum_n (S_n - NW_n - T_n)}{\sum_n WR_n}$$

式中, n 代表评价单元及流域上游所有评价单元; S_n 为供水量; NW_n 为非常规水源供水量; T_n 为跨流域调水量; WR_n 是水资源总量。

同时, 一个区域拥有内部水资源的优先用水权, 所以评价单元的水资源短缺程度应该取 $BWWI$ 和 WWI' 中的小值, 称为水资源短缺指数:

$$BWSI = \min(WWI', BWWI)$$

进一步标准化, 使之取值范围在 0~100 之间, 计算公式如下:

$$BWA I = \frac{1}{1 + BWSI} \times 100$$

$BWA I$ 称为水资源丰富指数, 用来评价水资源短缺(丰富)程度, 描述水资源条件对社会经济发展的制约作用(支撑能力)。

2.3 中国水资源三级区水资源短缺评价

我国共有 210 个水资源三级区。因为同一三级区内部水资源及社会经济特征比较类似, 同时也是受数据条件的限制, 本文以水资源三级区作为基本评价单元。选用了人均水资源量、水资源开发利用率以及水资源丰富指数($BWA I$)进行了评价。计算中, 采用的人口、用水量为 2005 年数据, 水资源量为 1956-2000 多年平均数据。

2.3.1 人均水资源量

根据全国 2003 年人口千米格网数据^①, 计算各水资源三级区人口。取 1956~2000 年系列多年平均值为三级区水资源量, 计算各三级区人均水资源分布如图 2-7 所示。

我国人均(本地)水资源量少于 500m^3 的地区主要有北京、天津、河北、河南、山东、山西、宁夏、上海等省(区、市), 以及辽河下游、渭河流域、内蒙河套地区、塔里木河干流区。少于 1000m^3 的有江苏、辽宁、陕西北部、松嫩平原中部、沱江流域、珠江三角洲地区。少于 1700m^3 的区域主要分布在四川盆地和长江中下游地区。

由图 2-7 可见, 新疆、甘肃河西走廊等地区人均水资源占有量并不低。但由于这些地区灌溉农业发达, 人均用水量很高, 缺水问题较为突出。水资源短缺分析的是水资源供给与需求之间的矛盾, 采用人均水资源占有量方法, 忽视了区域用水的差异性, 造成评价结果并不客观。另一方面, 由于人口集中, 长江中下游地区人均水资源占有量不足。但由于长江水量丰富, 下游地区客水资源丰富, 缺水程度并不高。因为没有考虑到用水要素以及流域水资源分配的问题, 人均水资源占有量指标不能有效反映区域水资源短缺程度。

^① 来源: 中国科学院资源环境科学数据中心

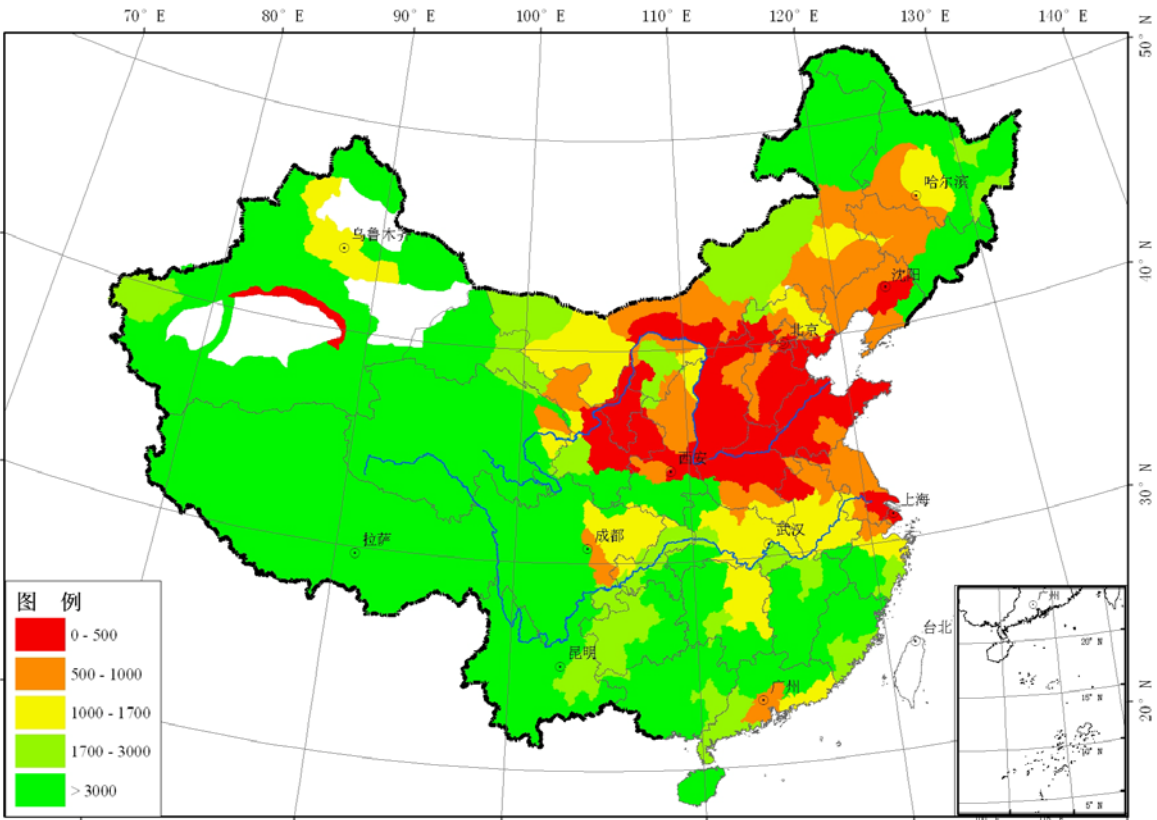


图 2-7 水资源三级区人均本地水资源量^① 单位: m^3

2.3.2 水资源开发利用率

根据 2005 年各水资源三级区用水量，计算水资源开发利用率，并划分等级，如图 2-8 所示。

水资源开发利用率超过 40% 的地区主要有海河流域、黄河流域下游地区、辽河流域、淮河流域、新疆、甘肃、宁夏、松嫩平原、长江三角洲、珠江三角洲。新疆、河西走廊等地区水资源开发利用率较高，评价结果体现出了水资源供给与需求之间的矛盾。但由于未考虑客水资源利用，长江中下游地区、东南沿海地带等地区，评价结果仍与这些地区的水资源条件不符。

^① 图中空白区域为塔克拉玛干沙漠、库木塔格沙漠、古尔班通古特荒漠区，下同

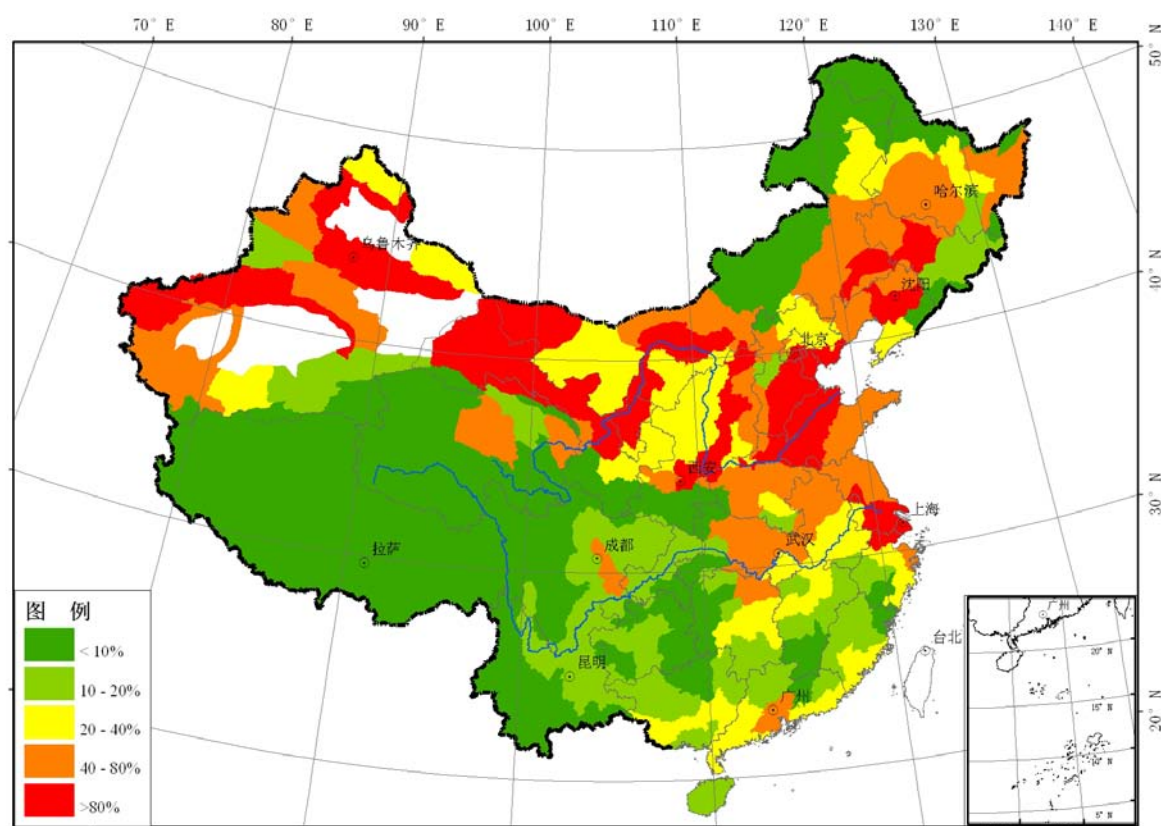


图 2-8 三级区水资源开发利用率

2.3.3 水资源丰富指数

人均水资源占有量、水资源开发利用率是水资源短缺评价中最常采用的指标，但由于没有统筹考虑流域水资源，长江三角洲、珠江三角洲等大江大河下游地区的评价结果与实际水资源条件严重不符。采用上一节中的公式，计算了我国水资源三级区的水资源丰富指数（BWA），如图 2-9 所示（具体指标值见附表 1，在论文正文后）。

从图 2-9 中可以看出，我国南方地区总体水资源丰富。在长江流域、东南诸河流域、珠江流域、西南诸河流域四大流域片，水资源均为较丰富水平。除青藏高原、东北大小兴安岭、长白山区外，我国北方地区 BWA 指标评价结果均处于较低水平，最低的地区包括华北平原地区、甘肃河西走廊、宁夏清水河和苦水河流域、新疆塔里木河流域以及天山北麓、辽河平原及西辽河地区、汾河流域、乌苏里江流域^①。

^① 乌苏里江是中俄界河，水资源总量只统计了国内部分；乌苏里江流域包括穆稜河口以上、穆稜河口以下两个水资源三级区，其中穆稜河流域水资源短缺问题较为突出，穆稜河口以下水资源三级区位于三江平原，用水量是否包含从松花江引水有待进一步调查。

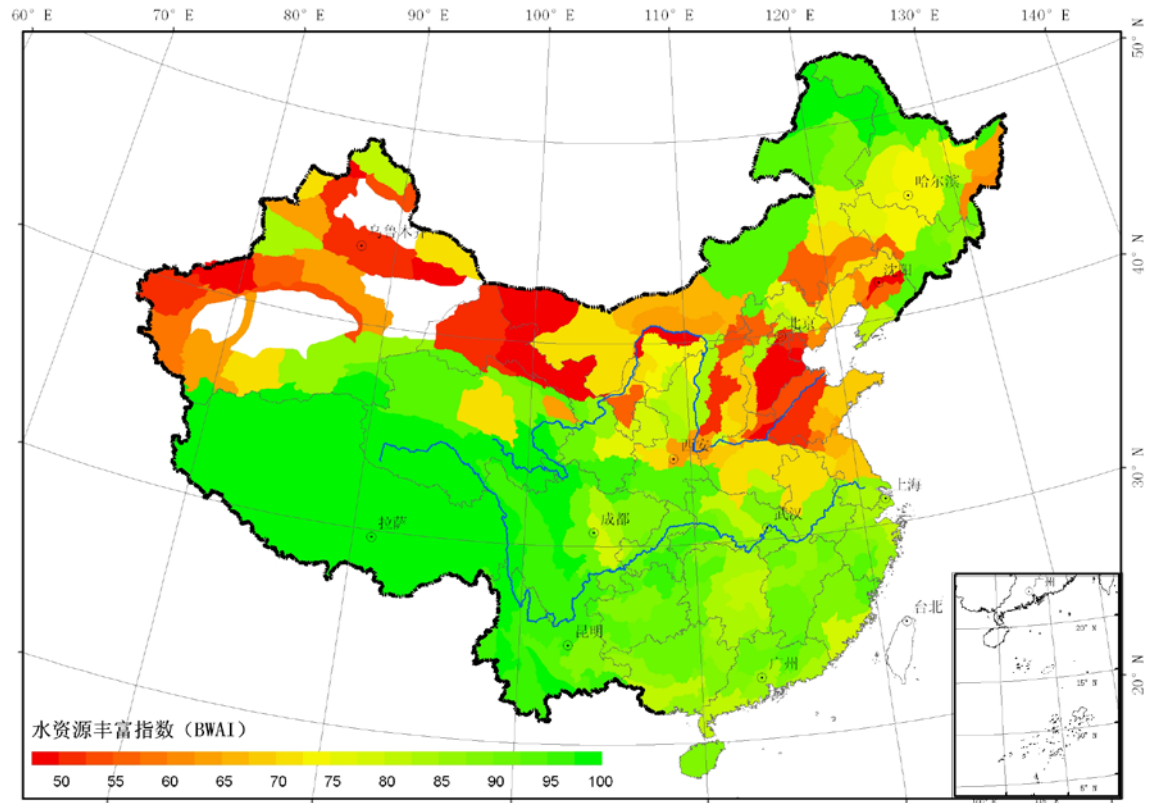


图 2-9 水资源三级区水资源丰富指数（BWA）

图 2-9 的评价结果与我国水资源短缺情况十分一致，所以本文认为 BWA 可用于水资源短缺评价。论文作者根据各三级区 BWA 指标得分以及流域水资源短缺状况实际表现特征，参考水资源开发利用指数分级方案，对水资源丰富指数进行了分级，并阐明了其缺水表现特征，如表 2-2 所示，分级评价图如图 2-10。

表 2-2 水资源丰富指数（BWA）分级标准与表现特征

分级标准		缺水表现
极度缺水	< 60	持续性缺水，用水正常需求不能得到有效保障，与水相关的生态问题突出
高度缺水	60 - 74	周期性缺水，由于旱引发的缺水事件多发
中度缺水	74 - 82	阶段性缺水，应对干旱事件的能力较差
轻度缺水	82 - 92	极端干旱事件下，可能出现用水紧张状态
不缺水	92 - 100	

华北平原地区、甘肃河西走廊、宁夏清水河和苦水河流域、新疆塔里木河流域与天山北麓、辽河平原及西辽河地区、汾河流域是我国水资源短缺问题最突出的区域，表现为持续性缺水，正常用水需求不能得到有效保障，与水相关的生态问题突出。这与我国水资源短缺的实际状况基本吻合，由于水资源的过量开发，这些地区与水相关的生态问题极为突出。其中，地下水超采问题在华北平原地区最为突出，深层地下水

已形成地跨河北、北京、天津、山东四省（市）的地下水漏斗，影响面积达 7.6 万 km²；由于地表水资源的过量开发，河西走廊黑河流域、新疆塔里木河流域下游生态问题极为突出。

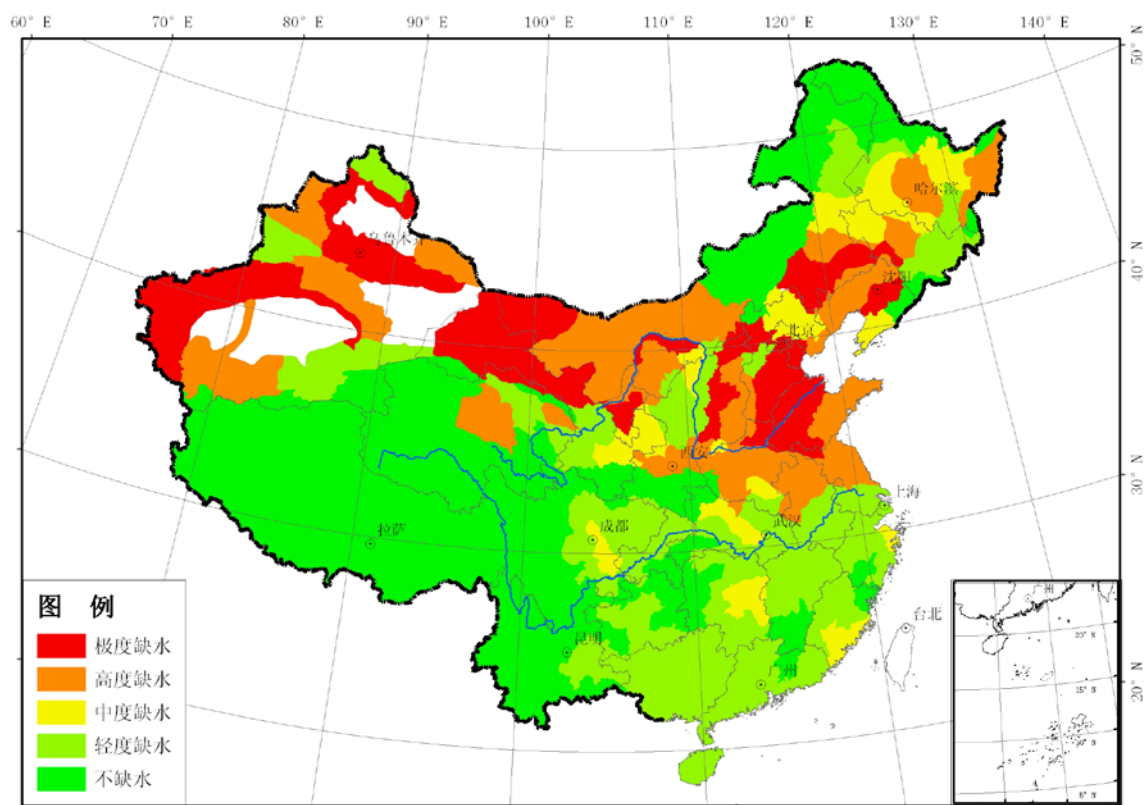


图 2-10 水资源三级区水资源短缺评价图

河南省、山东半岛、渭河流域、内蒙西部、松嫩平原中部、乌苏里江流域、江苏与安徽两省北部、塔里木盆地东部等地区属于重度缺水地区。这些地区表现为周期性缺水，由于干旱引发的缺水事件多发。

2.3.4 BWA I 评价的优点

由于流域水资源分配属于政府行为，特别是我国没有相关法律法规，缺乏协调流域水资源的基础，流域水资源分配也成为了评价区域（次流域）尺度水资源短缺问题的一大难点。BWA I 指数避开了水资源数量分配的问题，在统筹考虑流域水资源的基础上，以流域综合的水资源开发利用指标代表人类活动用水对特定单元的影响程度，计算简单，方法合理。上述水资源三级区的评价结果，和我国实际水资源短缺问题基本一致。通过和常规方法的对比，BWA I 方法表现出了优越性。

2.4 中国行政区水资源短缺评价

水资源管理决策与社会经济规划分析中,大多采用行政区划单元。为了更好的满足水资源管理需求,需要在水资源三级区评价的基础上,对我国行政单元的水资源短缺程度进行评价。

通常情况下,三级区内人口的空间分异较明显。其中城市区人口集中,人均水资源占有量偏少,但由于城市水源一般并不受限于本区内,水资源短缺程度并不完全取决于城市区内部水资源状况。水资源三级区的空间范围并不大,同一个三级区内,水资源短缺程度差异并不大。所以在计算中,假设在同一水资源三级区内,水资源短缺(丰富)程度相同。以这个假设为基础,以人口为加权因子,计算各行政区水资源丰富指数,公式如下:

$$BWAI_D = \sum \frac{P_i}{P_D} BWAI_i$$

式中, $BWAI_D$ 是行政分区水资源丰富指数; i 为该行政分区包含的三级区-县拓扑单元; P_i 为拓扑单元内人口数,根据人口千米格网数据计算得到; $BWAI_i$ 为其所在三级区水资源丰富指数; P_D 为行政区内总人口数。

按上述公式分别计算了我国省、市、县三级行政区(采用 2004 年全国基础底图区划标准)的水资源丰富指数,具体指标值见附表 2、附表 3。

2.4.1 县级行政单元水资源短缺评价

县级行政单元水资源丰富指数评价图如图 2-11 所示,与水资源三级区评价格局基本一致。

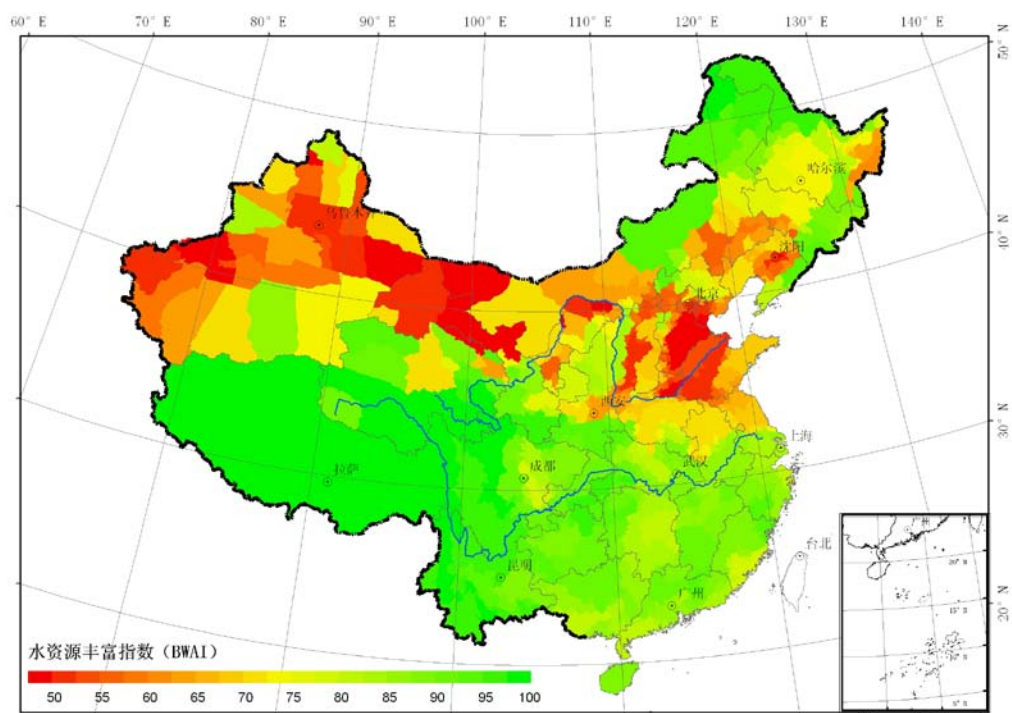


图 2-11 县级行政单元水资源丰富指数

根据表 2-2 所示分级标准,对县级行政单元水资源短缺程度进行了评价,具体如图 2-12 所示。

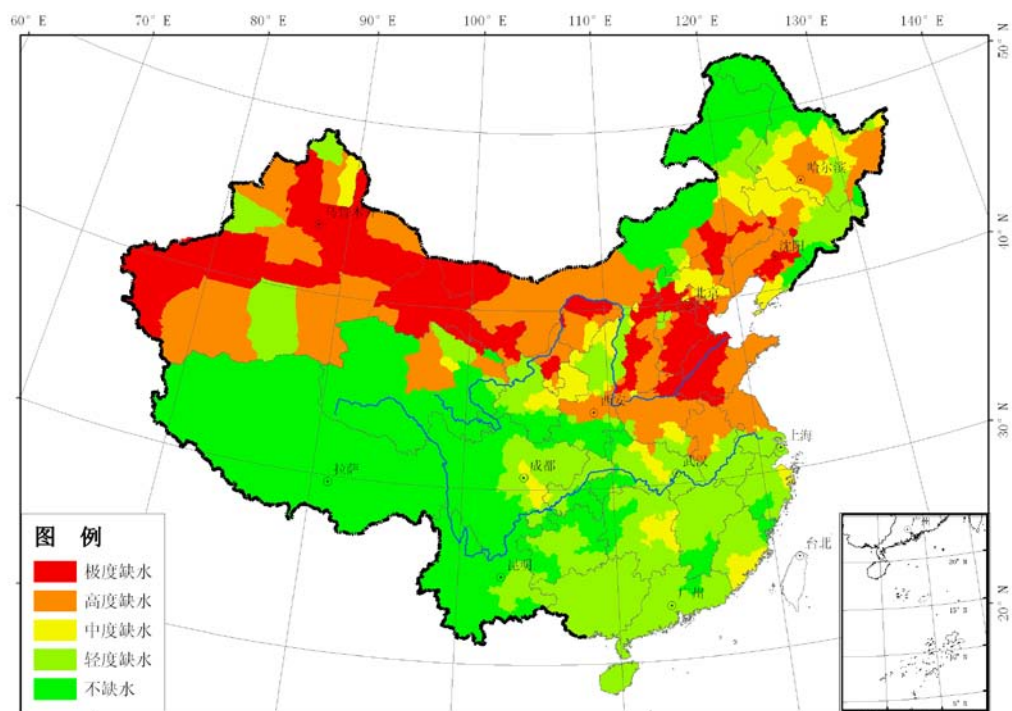


图 2-12 县级行政单元水资源短缺评价图

不计台湾、香港、澳门以及部分海岛行政区,我国共有 2367 个县级行政单元(采用 2004 年行政区划底图),表 2-3 统计了这些单元的水资源短缺评价结果。

表 2-3 县级行政单元统计表

		极度缺水	高度缺水	中度缺水	轻度缺水	不缺水
单元数量		383	447	310	764	463
面积	(万 km ²)	151	208	87	180	331
	%	15.8	21.7	9.1	18.8	34.5
人口	(万人)	20792	27177	17731	47142	11911
	%	16.7	21.8	14.2	37.8	9.5
GDP	(亿元)	29806	37040	24336	80216	8173
	%	16.6	20.6	13.6	44.7	4.6
本地水资源量	(亿 m ³)	892	1803	2472	11056	11514
	%	3.2	6.5	8.9	39.9	41.5
水资源开发利用	(亿 m ³)	1021	1169	807	2378	363
量	%	17.8	20.4	14.1	41.4	6.3

极度缺水的县级行政单元共 383 个,主要分布在华北平原地区、汾河流域、河西走廊、宁夏、新疆塔里木河流域及天山北麓、辽宁省中部及西辽河上游。该类型区面积 151 万 km²,占全国总面积的 15.8%;区内人口 2.08 亿,占全国总人口的 16.7%;2005 年 GDP 总量 2.98 万亿元,占全国 GDP 总量的 16.6%;区内水资源总量 892 亿 m³,占全国水资源总量的 3.2%;水资源开发利用量 1021 亿 m³,占全国水资源开发利用总量的 17.8%。

高度缺水的县级行政区共 447 个,主要分布在河南省、山东半岛、江苏北部、安徽北部、辽河流域、渭河流域、松嫩平原中部、乌苏里江流域。该类型区面积 208 万 km²,占全国总面积的 21.7%;区内人口 2.71 亿,占全国总人口的 21.8%;2005 年 GDP 总量 3.70 万亿元,占全国 GDP 总量的 20.6%;区内水资源总量 1803 亿 m³,占全国水资源总量的 6.5%;水资源开发利用量 1169 亿 m³,占全国水资源开发利用总量的 20.4%。

极度、高度缺水区域水资源总量仅占全国总量的 9.7%,而区内分布 38.5%的人口与 37.2%的 GDP,用水量占全国总量的 38.2%。这些地区的缺水程度类似,但从缺水原因上看,可分为两种类型:一种是由于人口集中,导致人均水资源占有量不足,主要集中在东部地区;另一种是因为降水量偏少,而灌溉农业发达,人均用水量较高,主要分布在西部省区。按照这两种类型,将极度、高度缺水地区分为两部分。其中,西部地区包括宁夏、内蒙、甘肃、新疆、青海省(自治区)的行政单元;东部地区包括华北地区、东北地区、陕西关中、成都盆地等地的行政单元。统计如表 2-4。

表 2-4 西部、东部缺水地区统计表

		数量	面积 (万 km ²)	人口 (万人)	GDP (亿元)	本地水资源 量 (亿 m ³)	水资源利用 量 (亿 m ³)
西部地区	极度缺水	88	120	2544	2481	455	428
	高度缺水	86	105	2245	3665	371	319
	合计	174	225	4789	6146	826	747
东部地区	极度缺水	295	31	18248	27324	438	593
	高度缺水	361	103	24932	33375	1432	850
	合计	656	134	43180	60700	1870	1443

从表 2-4 可以看出,在西部地区的极度、高度缺水县级行政单元,人口密度小,平均仅为 21 人/km²,远低于全国平均水平(约为 130 人/km²)。多数位于干旱区,单位面积水资源量低,折合深度只有 37mm,远低于全国平均 290mm 的水平。由于人口稀少,人均水资源量并不低,平均量为 1724m³,只略低于全国平均水平,高于水资源紧缺线。但由于区内灌溉农业发达,人均用水量高达 1559m³,远高于全国平均水平的 460m³,水资源开发利用利用率高达 90.4%,大大高于合理开发利用极限。这些地区大多位于干旱区,几乎无入境水资源量,而水资源的过度开发,导致水资源短缺问题极为突出。

东部地区的极度、高度缺水行政单元内,人口密度普遍较高,达到 321 人/km²,其中极度缺水行政单元平均值更是高达 582 人/km²,远高于全国平均水平。全区水资源量折合深度 139mm,低于全国平均水平。人均水资源占有量非常低,只有 433m³,其中极度缺水区更是只有 240m³。受水资源短缺的制约,该区人均水资源利用量不高,只有 334m³,水资源开发利用利用率为 77.2%,其中极度缺水区高达 135%。这部分地区大多位于北方地区,虽然有一定的客水资源,但并不丰富,主要以开发本地水资源为主。

极度、高度缺水区,水资源短缺问题较为突出,缺水事件多发。特别是在极度缺水区内,水资源不能保障用水需要,东部地区主要依靠过度开发地下水勉强维持供需平衡,西部地区大量挤占生态用水量,引发了荒漠化等一系列生态问题。

中度缺水区共有 310 个行政单元,分布较为分散,主要有松花江流域上游、陕西北部、湖南中部、东南部分沿海地区。区域总面积 87 万 km²,占全国总面积的 9.1%;区内人口 1.77 亿,占全国总人口的 14.2%;2005 年 GDP 总量 2.43 万亿元,占全国 GDP 总量的 13.6%;区内水资源总量 2472 亿 m³,占全国水资源总量的 8.9%;水资源开发利用量 807 亿 m³,占全国水资源开发利用总量的 14.1%。区域人均水资源量 1394m³,人均水资源利用量 455m³,水资源开发利用率 32.6%。这部分地区大多位于河流上游以及沿海独流入海河流域内,客水资源并不丰富。当发生干旱事件时,容易出现阶段性缺水。

轻度缺水区共有 764 个行政单元,主要分布在长江中下游、珠江流域、东南沿海

诸河流域以及松花江流域上游地区。区域总面积 180 万 km^2 ，占全国总面积的 18.8%；区内人口 4.71 亿，占全国总人口的 37.8%；2005 年 GDP 总量 8.02 万亿元，占全国 GDP 总量的 44.7%；区内水资源总量 11056 亿 m^3 ，占全国水资源总量的 39.9%；水资源开发利用量 2374 亿 m^3 ，占全国水资源开发利用总量的 41.4%。区域人均水资源量 2345 m^3 ，略高于全国平均水平；人均水资源利用量 504 m^3 ，水资源开发利用率 21.5%。这部分地区大多位于南方大江大河下游地区，客水资源丰富，水资源保障程度较高。区域人口集中，经济发达，应注重防范由极端干旱事件引发的缺水问题。

不缺水地区共有 463 个县级行政单元，主要分布在青藏高原区、长江流域上游、西南国际河流上游。区域总面积 331 万 km^2 ，占全国总面积的 34.5%；区内人口 1.19 亿，占全国总人口的 9.5%；2005 年 GDP 总量 0.82 万亿元，占全国 GDP 总量的 4.6%；区内水资源总量 11514 亿 m^3 ，占全国水资源总量的 41.5%；水资源开发利用量 363 亿 m^3 ，占全国水资源开发利用总量的 6.3%。区域人均水资源量 9667 m^3 ，极为丰富；人均水资源利用量 305 m^3 ，水资源开发利用率仅 3.2%。这些地区人口稀少，经济不发达，人均 GDP 只有全国平均水平的 48%。虽然水资源丰富，但用水水平不高，用水安全保障主要受制于经济因素。

2.4.2 省级行政单元水资源短缺评价及南水北调工程影响

从图 2-12 可以看出，大部分省（市、区）内部水资源短缺程度较为一致，但江苏、安徽、河南、甘肃内部则存在较明显的差异。为了更好的表现区域特征，将四省分为两部分，具体范围如表 2-5 所示。

表 2-5 部分省水资源短缺评价单元划分

分 区	范 围
江苏南	南京市、无锡市、常州市、苏州市、南通市、扬州市、镇江市、泰州市
江苏北	徐州市、连云港市、淮安市、盐城市、宿迁市
安徽南	合肥市、芜湖市、马鞍山市、铜陵市、安庆市、黄山市、滁州市、巢湖市、六安市、池州市、宣城市
安徽北	蚌埠市、淮南市、淮北市、阜阳市、宿州市、亳州市
河南南	平顶山市、许昌市、漯河市、南阳市、信阳市、周口市、驻马店市
河南北	郑州市、开封市、洛阳市、安阳市、鹤壁市、新乡市、焦作市、濮阳市、三门峡市、商丘市
甘肃东	兰州市、白银市、天水市、平凉市、庆阳市、定西市、陇南市、临夏回族自治州、甘南藏族自治州
甘肃西	嘉峪关市、金昌市、武威市、张掖市、酒泉市

2010 年，南水北调东线工程二期完成后，可以为江苏、安徽、山东、河北、天津净增有效供水 54.41 亿 m^3 ；中线工程竣工，调水量 95 亿 m^3 ，受水区为河南、河北、北京、天津。根据《南水北调工程总体规划》方案中各省的水量分配数据，计算了

2010 年调水量对调水区及受水区 BWA I 指数的影响，如图 2-13 所示。

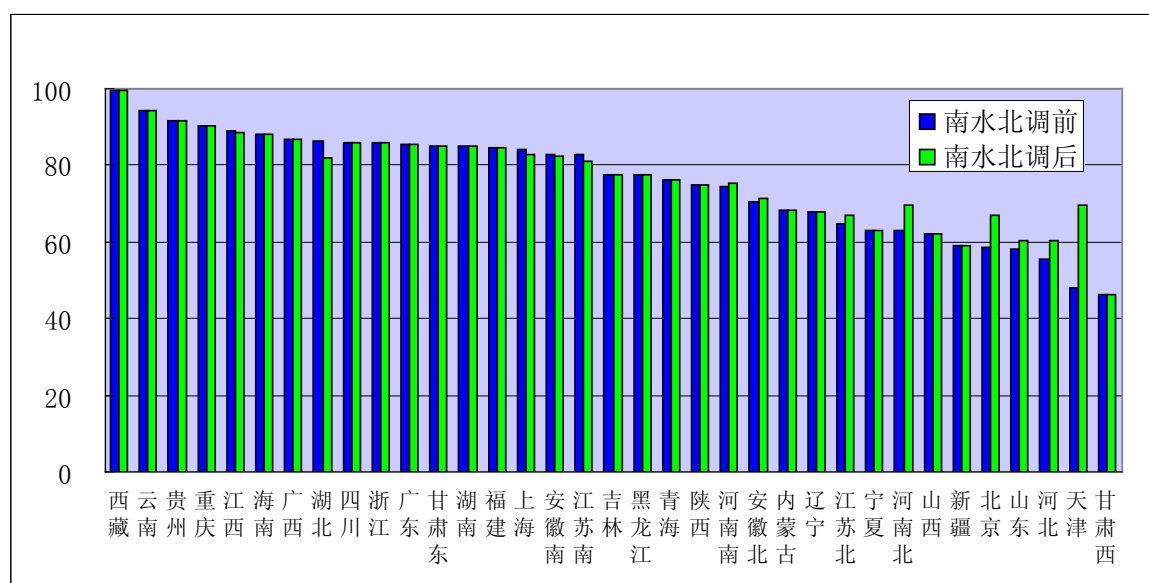


图 2-13 省级单元水资源丰富指数及南水北调工程影响

在未考虑调水方案的情况下，西藏、云南、贵州、重庆、江西、海南、广西、湖北、四川、浙江、广东、甘肃东、湖南、福建、上海、安徽南、江苏南的水资源丰富指数高于 80，水资源丰富，个别区域在个别时段内存在缺水问题。吉林、黑龙江、青海、陕西、河南南、安徽北的水资源丰富指数在 70~80 之间，缺水问题发生的概率较大，可能造成较严重的损失。内蒙古、辽宁、江苏北、宁夏、河南北、山西的水资源丰富指数在 60~70 之间，局部地区缺水问题非常突出，表现为周期性缺水甚至持续性缺水。新疆、北京、山东、河北、天津、甘肃西的水资源丰富指数低于 60，这些地区水资源开发利用程度非常高，与水相关的生态问题极为突出，其中天津、甘肃西两地 BWA I 指数低于 50，是我国水资源矛盾最突出的地区。

需要说明的是，行政区 BWA I 指数计算时，采用人口进行加权，所以尽管青海省大部分地区水资源极为丰富，但由于西宁、格尔木等人口集中的区域水资源条件较差，所以全省总体得分不高。

把 2010 年南水北调东线、中线工程调水量计入统计后，受水区 BWA I 指数有所增长，特别是天津、北京、河北、河南北、山东水资源条件得以明显改善，BWA I 指数均超过 60，缺水特征将由持续性缺水转变为周期性缺水，地下水超采的现象将得到遏制。由于长江流域水资源丰富，调水区及下游省份 BWA I 变化不大，影响在可以接受的范围内。其中，影响最大的汉江丹江口以下干流区 BWA I 由 80.7 降低到 71.2。

2.5 小结

2.5.1 主要工作与结论

(1) 在阅读大量国内外文献的基础上,通过深入分析,阐述了常用水资源短缺评价方法的优缺点及其适用范围;

(2) 流域水资源协调是区域(次流域)尺度上水资源短缺评价的难点,本章使用流域综合水资源开发利用指标代表人类活动用水对特定单元的影响程度,统筹考虑流域水资源,提出了水资源丰富指数,计算简单,方法合理;

(3) 计算了我国水资源三级区的水资源丰富指数,并提出了等级划分标准,划分为极度缺水、高度缺水、中度缺水、轻度缺水和不缺水,并阐明了5种类型区域的缺水特征;

(4) 在水资源三级区评价的基础上,计算了省、市、县三级行政单元的水资源丰富指数,为水资源相关决策与社会经济发展评价提供了一个可供参考的指数;

(5) 评价了南水北调工程对调水区和受水区的影响,结果表明,受水区各省水资源条件将得到明显改善,而对调水区的影响程度在可接受的范围内。

2.5.2 不足及下一步工作

(1) 本研究以三级区为基本评价单元,没有考虑三级区的内部分异。

(2) 某些三级区的部分地区可以利用一定程度的调水资源量,本文计算中只考虑了跨一级流域的调水量及部分大型工程调水量(如都江堰水利工程)。需要进一步收集资料,更新评价结果,使之更符合实际情况。

第三章 中国水资源需求趋势分析

新中国成立以来,随着人口增长与社会经济的发展,我国用水量迅速增长,速度高于人口增长。在北方部分地区,水资源已经成为社会经济发展的限制因素,甚至瓶颈因素。随着水资源供需矛盾的日益加剧,水资源需求预测已经成为水资源学科中的热点问题。水资源需求预测是规划建设蓄水、供水、调水工程设施的基础,是制定区域水资源政策的依据,具有十分重要的意义。在相关水资源规划与研究报告中,许多专家对全国、流域、省级行政区的水资源需求进行了预测。

影响水资源需求的因素非常多,且这些因素将来如何发展,本身也存在很大的不确定性,加大了水资源需求预测的难度。当研究区较小时(如城市、社区),可以通过构建模型,从用水机理出发,预测水资源需求。然而当研究范围较大时,影响因素指标在区域内部空间分异非常明显,指标自身预测值的不确定性加大,以用水机理为基础来预测水资源需求几乎不具有可行性。我国现有省、流域水资源需求预测中,大多是根据经济发展规模与用水之间的关系,预测未来水资源需求。

1997年以来,我国用水总量不再呈明显增长趋势,而呈现波动性变化。发达国家的历史经验表明,在社会经济发展到一定程度后,用水量不再随经济规模的增长而增长,甚至呈现出下降的趋势,以经济规模为基础的预测值,通常远远高于实际用水量。在这种情况下,以经济规模为基础的预测方法开始受到质疑。

远期水资源需求预测,特别是工业需水量,是水资源研究中的难点,还没有有效的解决方法。中国用水量是否已经达到了顶峰,用水峰值会有多大,是学术界普遍关注的一个问题,但目前也没有定论。本章拟通过对我国各用水用户的分析,参考发达国家用水历史发展趋势,总结水资源需求发展规律与主要影响因子,分析我国未来水资源需求发展趋势。

3.1 水资源需求预测研究进展

3.1.1 水资源需求预测与水资源需求管理

3.1.1.1 水资源需求预测主要方法

水资源需求预测一般根据对用水量历史变化规律的分析,以及其与其它因素之间的关系,来预测需水量未来发展趋势,具体可分为以下几种类型:

(1) 趋势分析法。不考虑其它要素,研究用水量自身变化规律,采用趋势外推的方法,预测未来水资源需求。根据曲线方程结构,一般可分为线性外推、指数平滑、多项式模型、指数曲线模型几种类型。这种方法不分析用水机理,模型简单,易于应用,多应用于短周期水资源需求预测。社会经济因素是水资源需求的重要影响因素,而趋势分析方法没有考虑这些因素,所以当预测周期较长时,误差通常会较大。

(2) 回归分析法。通过回归分析,研究用水量增长与人口、经济等各项指标之

间的关系,建立回归模型进行预测,通常用于长期预测。该方法通常采用多项影响因素指标,这些指标预测值自身的不确定性,影响了结果的可信度。

(3) 用水定额法。采用单位面积耕地、单位产值、单位人口的用水定额,预测需水量。包括灌溉用水定额法、万元 GDP 用水定额法、万元工业增加值用水定额法、人均生活用水定额法、人均综合用水定额法等,在水资源规划中较多采用。柯礼丹(2001, 2004)通过对我国用水量的变化规律分析,指出人均综合用水量在较长的时间内较为稳定,适合用来预测全国需水量,而单位产值用水定额的方法,由于产值、用水定额指标的双重不确定性,致使结果通常严重偏大。

(4) 灰色预测方法。灰色预测是一种不严格的系统方法,抛开了系统结构分析的环节,直接通过对原始数据的累加生成寻找系统的整体规律,构建模型。灰色预测方法近年来发展较快,在农业灌溉需水、工业需水、生活需水、城市需水、区域需水中,均得到广泛应用。

(5) 神经网络模型。是一种由大量简单的人工神经元广泛连接而成的,在给定大量输入/输出信号的基础上,建立系统的非线性输入/输出模型。由于该方法实际上是对系统的一种黑箱模拟,即使能够得到较高的精度,对制定用水政策、提高水资源利用效率方面也并无帮助,所以该方法并不适用于长期预测(张雅君, 2001)。

(6) 系统动力学模型。系统动力学方法把研究对象看作是具有复杂反馈结构的、随时间变化的动态系统,通过系统分析,绘制出表示系统结构和动态特征的系统流图,将各变量之间的关系定量化,建立系统的结构方程式,用计算机语言进行仿真试验,预测需水量。该方法不仅能预测出远期预测对象,还能找出系统的影响因素及作用关系,有利于系统优化。不过,系统分析过程复杂,工作量大,对分析人员能力要求较高,效果的好坏与预测者的专业知识、时间经验、系统分析建模能力密切相关。

(7) 需水机理模型。该方法在大量数据积累的基础上,分析影响用水量的各因素对需水的影响方式,构建水资源需求模型。影响水资源需求的因素众多,模型变量复杂,如美国的 IWR-MAIN 模型的居民用水模块中,采用的指标包括中等家庭收入、平均家庭规模、平均家庭密度、最大日平均温度、降水量、边际水价、固定收费和贴水率以及各自指标的弹性系数。此类模型不仅可以根据人口、经济、住房等统计数据预测需水量,还可以分析其空间分布、季节性分布、行业分布规律,研究需水量的决定因素,服务于水资源需求管理(Baumann, 1997)。但由于其复杂性,目前仅在城市需水预测中有较为完善的模型。

3.1.1.2 区域水资源需求预测问题

区域水资源需求预测,多采用单位经济规模需水量的方法,以其预测值作为供水工程建设规模的基础。这种方法实际上是认为水资源需求随经济发展而增长,但自 20 世纪 70~80 年代,发达国家用水量先后达到顶峰,甚至出现下降趋势(如图 3-1)。人们逐渐意识到,用水量并不随经济规模的扩大而持续增长,采用经济指标定额法,预测结果往往偏大。1968 年美国国家水资源委员会报告中预测 2000 年、2020 年美国

总需水量将分别达到 11116 亿 m^3 和 18900 亿 m^3 ，但 1980 年用水量仅为 5803 亿 m^3 ，而后出现了负增长，2000 年实际用水量 5634 亿 m^3 （其中淡水取用量 4770 亿 m^3 ），是预测值的一半。Gleick（2000）统计了 20 世纪 60 年代以来，对世界水资源需求预测的结果，以及实际用水量（如图 3-2 所示）。结果表明，预测值通常是偏大的。

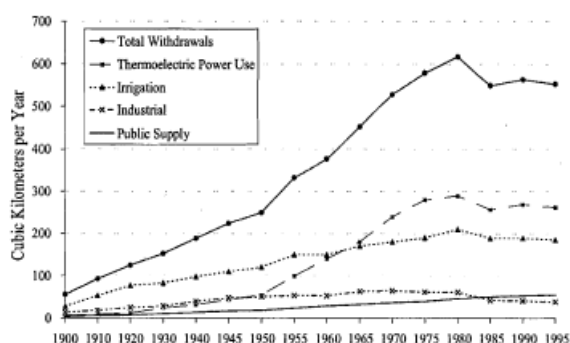


图 3-1 美国用水量变化趋势

来源：Gleick, 1998

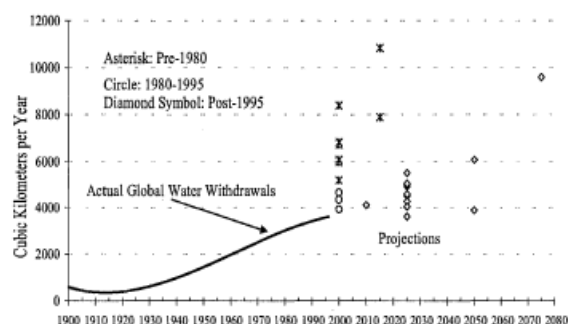


图 3-2 世界水资源需求预测与实际用水量

来源：Gleick, 2000

需水量预测值偏大的现象，在我国也较为普遍。如《中国水资源利用》（1986）中预测 2000 年全国总需水量为 7000 亿 m^3 ，但 2000 年全国实际用水量仅为 5498 亿 m^3 。中国工程院咨询项目《中国可持续发展水资源战略研究》（2001）中，预测 2010 年我国国民经济总需水量 6305~6591 亿 m^3 。而自 1997 年以来，我国用水量呈现波动性变化，2006 年全国用水总量仅为 5795 亿 m^3 ，按照目前的发展趋势，2010 年实际用水量将小于其低方案预测值。

3.1.1.3 水资源需求管理理念的转变

上个世纪 70~80 年代以来，发达国家用水量先后达到顶峰甚至出现下降。发展中国家用水量增长速度也逐渐减缓，低于人口增长速度。1980 年以来，全球人均用水量已经呈现逐渐下降的趋势，由 720 m^3 降低到 2000 年的 576 m^3 。

随着用水增长趋势的减缓，水资源需求管理理念发生了根本性的转变。过去，水资源需求预测通常作为水资源工程建设规划的基础，水资源需求管理的主要方式是建设供水设施，保障用水需求。

自 20 世纪 70 年代开始，全球水库建设的速度逐渐降低，用于供水工程与卫生设施建设的投资也逐渐减少，水资源需求管理的主要方式逐渐转变到以提高用水效率为主的“软途径”（Gleick, 2002, 2003）。“软途径”设计者认为，人们关注商品和服务的质量，而并不在意这些商品和服务中消耗多少水资源。可以通过有效的水资源管理措施，推广节水设施、方式和技术，提高用水效率，减少用水量。

3.1.2 影响需水量的主要因素

发达国家和我国用水量的变化趋势表明，在不同的社会经济发展阶段，水资源需

求增长的规律不同,这也是采用历史变化规律预测方法结果偏大的原因所在。以发达国家用水量的历史变化规律分析为基础,研究不同社会经济发展阶段下水资源需求增长主要驱动因子,阐述水资源需求增长规律,对预测我国未来水资源需求具有十分重要的意义。

国际上一般按照农业、工业、生活三大用户统计用水量,指分配给用户的包括输水损失在内的毛用水量。其中农业用水包括农田灌溉和林牧渔用水;工业用水为取用的新水量,不包括企业内部的重复利用量;生活用水量包括居民生活用水与社会公共用水。下面分析三大用户水资源需求的主要影响因素及趋势。

农业用水量在水资源需求总量中所占比例最高,2000 年全球农业用水量占总用水量的 70.1%,我国农业用水所占比例与此大致相当。其中以灌溉用水为主,通常占农业用水总量的 90% 以上。影响灌溉用水量的因素主要有灌溉面积、降水量、复种指数与种植结构、灌溉方式与利用效率等,后三者的区域差异非常明显,不过在短期内通常变化不大,在特定区域内灌溉用水量通常与灌溉面积呈正比例关系。上个世纪,世界灌溉农业发展迅速,农业用水量激增,是世界用水量增长的主要驱动因素。随着灌溉农业发展速度逐步减缓,以及用水效率的提高,农业用水量达到顶峰甚至出现下降。近年来,我国农业用水量也呈现逐步减少的趋势。

影响工业用水量的因素较为复杂,包括工业产业结构、从业人数、工厂规模、节水技术等。因为这些因素难以量化描述,工业用水预测是需水量预测中的难点所在。在我国相关规划实践中,工业需水多采用万元工业增加值用水定额的方法预测,但这种方法的预测结果常常会严重偏大。贾绍凤等(2001, 2004)根据发达国家的经验,阐述了工业用水与经济发展的倒“U”型曲线关系,分析了工业用水零增长的条件,研究表明,工业用水峰值一般出现在第二产业产值占 GDP 比重快速下降时。

世界各国生活用水量的差异较大,人均年生活用水量从 2~758m³ 不等,平均水平为 58m³,其中经济发达国家的用水量普遍较高。一般认为,保障人类用水安全的基本生活用水为 50~100L/d,包括饮用水、卫生设施用水、洗浴用水和厨房用水(Gleick, 1998)。以 100L/d 计算,人均年生活需水量为 36.5m³,这部分水量是必须得到保障的。影响居民生活用水量的主要因素有人均收入水平、人均住房面积、卫生方式、洗浴设施、其它用水设施、生活方式(洗浴习惯等)与节水设施的推广程度;影响公共生活用水量的因素主要为该地区商业、旅游业、行政、教育等社会公共产业的发达程度。

以发达国家的历史经验来看,用水快速增长阶段通常是由灌溉农业发展与工业发展推动的。当社会经济发展到一定程度,两者停止增长甚至呈现下降趋势。生活用水量一般呈现稳步增长趋势,并逐渐和人口增长趋同。因为生活用水所占比例较小,一般农业、工业用水达到顶峰并开始回落后,总用水量也达到顶峰。

近年来,我国农业用水量已经呈现逐步减少的趋势。以此看来,要分析我国用水量何时达到顶峰,主要问题是研究工业用水峰值的出现时间及规模。

3.2 中国水资源开发利用评价

3.2.1 中国水资源概况

我国水资源总量 2.8 万亿 m^3 ，居世界第六位。但由于人口众多，人均水资源量匮乏，仅为世界平均水平的 1/4。我国水资源在空间上分布极不均匀，存在明显的东南多、西北少的特点，降水量由东南沿海的大于 2000mm，逐渐递减到西北内陆的小于 50mm。水资源空间分布与人口、经济不相匹配，部分地区水资源条件较差(图 3-3)。受季风气候影响，降水量和径流量年内高度集中在汛期，年际变化剧烈，加剧了水资源供需矛盾。

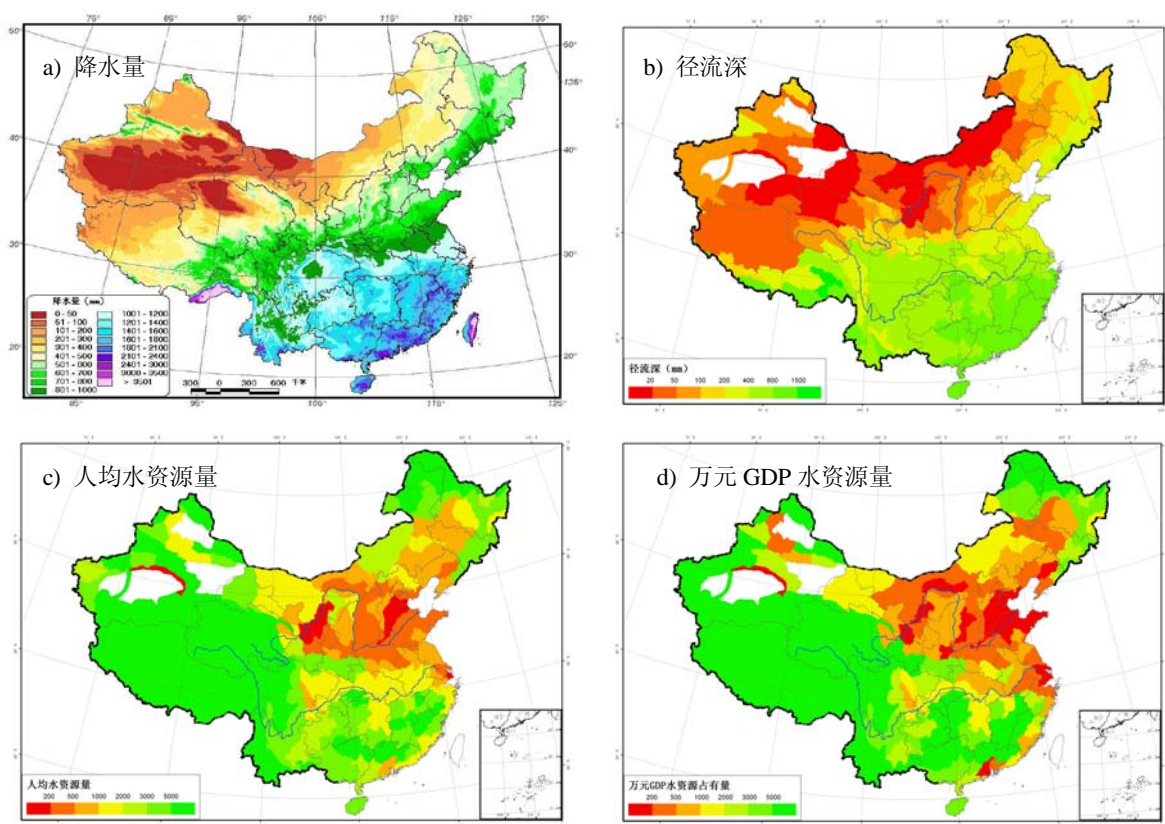


图 3-3 中国水资源空间分布特征

我国共分十大流域片，其中北方有六大流域片，分别为松花江流域、辽河流域、黄河流域、淮河流域、海河流域与内陆诸河流域。南方共四大流域片，分别为长江流域、珠江流域、东南诸河流域、西南诸河流域。从流域分区看，水资源总体呈现南多北少的格局。北方六大流域片土地面积占全国的 63.6%，人口占全国的 46.0%，但水资源量仅占全国总量的 18.5%，人均水资源量仅 888 m^3 ，低于 1000 m^3 的水资源短缺标准，缺水问题较为突出。其中，海河流域人均水资源量仅 276 m^3 ，远低于 500 m^3 的极度短缺标准，是我国水资源最紧缺的地区。淮河流域、黄河流域、辽河流域人均

水资源分别为 460m^3 、 637m^3 、 906m^3 ，低于 1000m^3 的水资源紧缺标准。松花江流域与南方四大流域片人均水资源占有量高于全国平均水平，水资源相对丰富。西北诸河流域虽然人均水资源占有量较高（约为全国平均水平的 2 倍，在流域片中仅次于西南诸河流域），但由于该区人均用水量高，并且干旱区生态系统对水资源变化的响应剧烈，水资源问题也较为突出。

表 3-1 流域分区水资源与社会经济数据统计

流域	降水量 (亿 m^3)	地表水 资源量 (亿 m^3)	不重复 地下水资源量 (亿 m^3)	水资源总量 (亿 m^3)	人口 (亿人)	人均 水资源量 (m^3)	灌溉面积 (亿亩)	人均 GDP (万元)
松花江	4718.7	1295.7	196.1	1491.9	0.64	2331	0.55	1.605
辽河	1712.7	408	90.2	498.2	0.55	906	0.3	1.942
海河	1711.7	216.1	154.4	370.4	1.34	276	1.01	2.222
黄河	3554.8	594.4	112.2	706.6	1.11	637	0.64	1.503
淮河	2767	676.9	239.5	916.3	1.99	460	1.34	1.637
长江	19370.3	9857.4	102.3	9959.7	4.28	2327	1.96	1.647
东南诸河	4353.2	2646.4	27	2673.4	0.74	3613	0.28	2.594
珠江	8947.7	4708.2	14.4	4722.5	1.71	2762	0.54	1.974
西南诸河	9185.7	5775	0	5775	0.21	27500	0.12	0.652
西北诸河	5420.9	1173.9	101.8	1275.7	0.3	4252	0.63	1.537
北方六片	19885.9	4365	894.2	5259.2	5.92	888	4.47	
南方四片	41857	22987	143.6	23130.6	6.95	3328	2.89	
全国	61742.8	27352	1037.7	28389.8	12.87	2206	7.36	1.597

注：水资源数据为 1956~2000 年多年平均值，社会经济数据取自 2006 年全国水资源公报

3.2.2 水资源开发利用现状

2006 年全国总用水量 5795.0 亿 m^3 ，其中生活用水 693.8 亿 m^3 ，占总用水量的 12.0%；工业用水 1343.8 亿 m^3 ，占总用水量的 23.2%；农业用水 3664.4 亿 m^3 （其中农田灌溉占 90.2%），占总用水量的 63.2%；生态与环境补水 93.0 亿 m^3 ，占总用水量的 1.6%。

2006 年我国人均用水量为 442m^3 。其中，松花江流域、南方四大流域水资源较丰富，人均用水量相对较高。北方海河流域、淮河流域人均用水量最少，分别为 292m^3 、 298m^3 ，其次为黄河流域、辽河流域，分别为 358m^3 、 368m^3 ，这也体现了水资源紧缺程度对用水的制约作用。西北诸河流域人均用水量远高于其它流域，高达 2107m^3 ，主要原因是该区灌溉面积较大。

2006 年我国水资源开发利用率为 20.4%，总体上并不高，但区域差异明显。海河流域、淮河流域、黄河流域、西北诸河流域、辽河流域水资源开发利用率均高于 40%，水资源供需矛盾突出。其中海河流域开发利用率已经超过 100%，水资源已处于过度开发状态。

表 3-2 2006 年流域水资源开发利用量及其构成 单位：亿 m³

流域	农田灌溉用水	林牧渔业用水	工业用水	城镇生活用水	农村生活用水	生态环境用水	总用水量	人均用水量 (m ³)	开发利用率 (%)
松花江	267.2	17.3	77.4	18.6	13.9	2.4	396.7	617	26.6
辽河	135.5	6.4	29.1	19.9	10.2	2.5	203.5	368	40.9
海河	255.4	19.3	55.2	32.0	24.6	4.6	391.0	292	105.6
黄河	266.7	25.8	60.4	20.9	18.5	3.7	396.1	358	56.1
淮河	368.2	34.7	107.2	33.9	43.0	5.5	592.4	298	64.7
长江	890.0	53.4	678.6	138.2	99.4	24.7	1884.3	440	18.9
东南诸河	148.6	12.7	112.7	27.4	18.1	8.2	327.6	440	12.3
珠江	455.9	64.1	199.9	95.2	55.1	8.6	878.9	514	18.6
西南诸河	68.3	18.8	5.3	3.4	6.4	0.3	102.4	491	1.8
西北诸河	447.9	108.2	18.1	8.9	6.3	32.6	622.0	2107	48.8
北方六片	1740.9	211.7	347.3	134.1	116.5	51.3	2601.7		49.5
南方四片	1562.8	149.0	996.5	264.2	179.0	41.7	3193.2		13.8
全国	3303.8	360.7	1343.8	398.3	295.4	93.0	5795.0	442	20.4

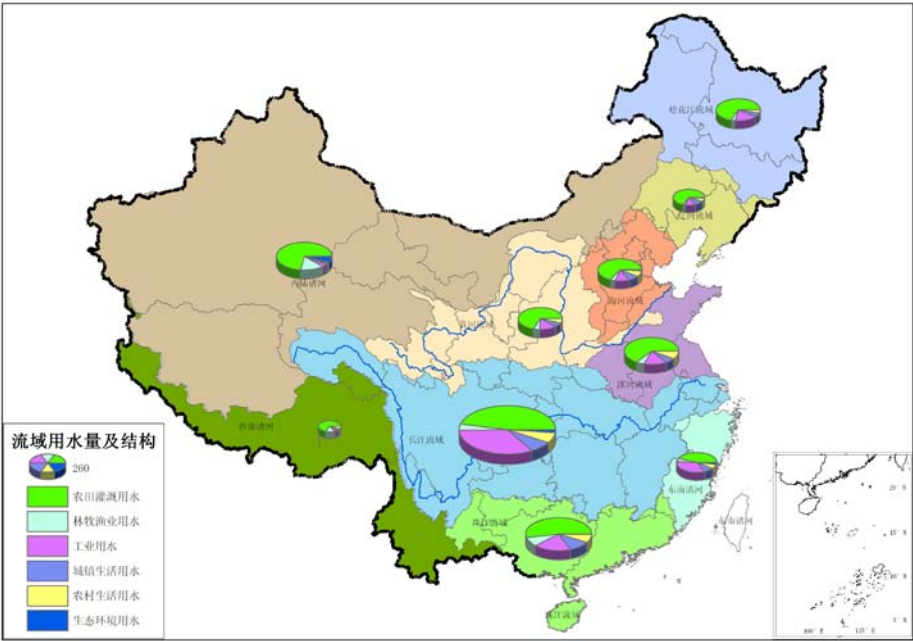


图 3-4 流域水资源开发利用量及其构成 单位：亿 m³

省级行政区中，新疆、宁夏、西藏的人均用水量最高，超过 1000m³，其中新疆高达 2594m³，主要是因为这些地区农业用水量较高。山西、天津、北京、陕西、河南、山东等省（市）的人均用水量最少，均低于 250m³，与这些省份水资源紧缺程度高有关。

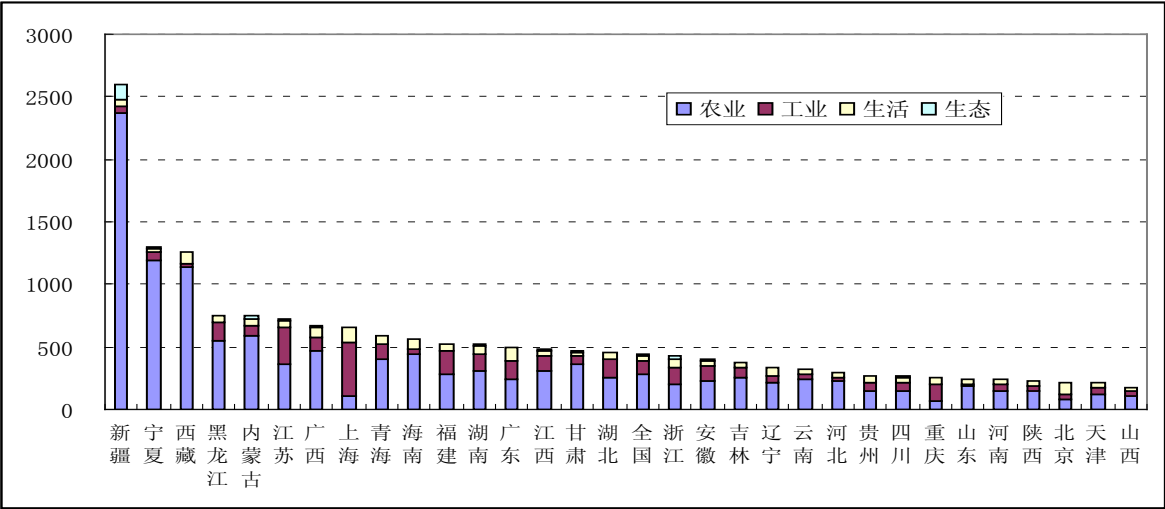


图 3-5 各省人均水资源利用量及用水结构 m^3

3.2.3 开发利用变化趋势及空间分异

1949 年全国用总用水量 1030 亿 m^3 ，至 1980 年则达到了 4437 亿 m^3 。这段时期是我国用水增长最快的时期，用水增长以农业用水增加为主，农业用水量所占比例高于 85%。1980 年以后，农业用水基本稳定，用水总量增加趋势有所减缓。1997 年用水量为 5566 亿 m^3 后，增长趋势明显减缓，呈现波动性变化（图 3-6）。

1949 年全国人均用水量仅 187 m^3 ，到 1980 年增加到 450 m^3 。从 1980 年开始，我国人均用水量呈现波动性变化，多年来基本维持在 450 m^3 的水平（图 3-7）。

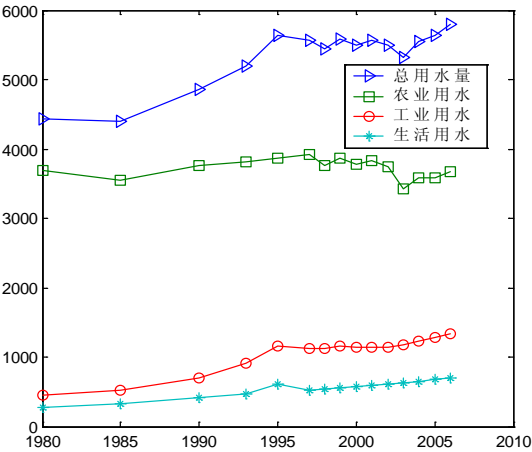


图 3-6 用水量变化趋势/亿 m^3

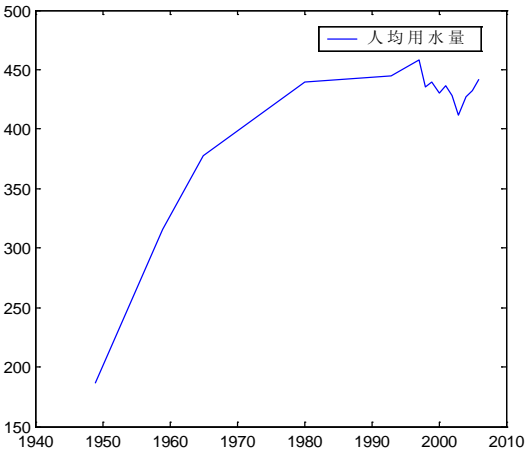


图 3-7 人均用水量变化趋势/ m^3

由此可见，1980 年以前，我国用水增长的主要驱动因素是灌溉农业的迅速发展；1980 年以后，用水增长的主要驱动因素为人口增长、工业发展、生活用水增加。1997 年开始，我国用水量不再呈稳定增长趋势，说明用水增长方式达到了一个新的发展阶

段。因此,研究 1997 年以后用水量的变化趋势及其规律,有利于分析我国水资源未来水资源需求的发展趋势。采用 Kendall 秩次相关法分析 1997~2006 年我国及各省用水变化趋势,如表 3-3 所示。

表 3-3 我国用水变化显著趋势分析(1997~2006)

省区	灌溉	林牧渔	农业总	工业	城镇生活	农村生活	生活总	总用水	人均用水
全国	-	+	-	+	+		+		
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		+	+		+	-		+	
“+”合计	1	17	3	11	27	11	23	12	3
“-”合计	15	1	13	6	0	3	0	4	11

注:显著水平取 0.05;“+”表示有明显的增加趋势,“-”为有明显的减少趋势,空为没有明显趋势;变化趋势统计为省份个数,不包含全国总体变化。

在灌溉用水变化有明显趋势的省份中,除贵州省呈现增加趋势外,其余 15 个省份呈减少趋势。17 个省份的林牧渔业用水量呈增加趋势,只有吉林省呈减少趋势。农业用水总量呈减少趋势的省份有 13 个,呈现增加趋势的有贵州、青海和新疆。我国用水总量也呈现灌溉用水减少,林牧渔业用水增加,农业用水总量减少的趋势,和各省份变化的总体趋势相同。

南方经济发达省份工业用水量大多呈显著增长趋势,而北方地区如北京、河北、辽宁、山东、甘肃、宁夏的工业用水量呈减少趋势。从这一区域分布特征可以看出,工业用水量增长受水资源短缺因素的影响较大。主要原因是水价通常作为水资源管理的手段,而工业用水对水价的响应非常显著(Rogers, 1984)。因此,在分析工业需水趋势时,应考虑水资源短缺因素及水资源管理措施的影响。

除天津、河北、广西、宁夏的城镇用水量变化趋势不显著以外,其余 27 个省份的城镇用水量均呈显著的增长趋势。造成这 4 个省(市、自治区)的城镇用水量变化趋势不显著的原因可能是因为其中天津、河北、宁夏是我国水资源最紧缺的地区(见第二章 BWA1 评价结果),用水增长受到限制;广西是由于 2000 年以前用水量较高,影响了显著性分析结果,在 2000 年之后则呈现非常显著的增加趋势。城镇用水快速增长的原因主要有两个:一是随着城市化的发展,城镇用水人口增加;二是随着生活水平的提高,人均生活用水量有所增长。农村生活用水有显著变化趋势的省份相对较少,其中大部分呈增加趋势。生活用水总量有显著变化趋势的 23 个省份,全部为增加趋势,全国总量增长显著性水平也较高。因此,在分析我国水资源需求时,必须考虑人口增长和人均用水量增加对生活用水的影响。

全国有 12 个省份用水总量呈现增加趋势,4 个省份呈减少趋势,分别为北京、河北、河南、宁夏,全部位于北方缺水地区。从人均用水量来看,呈增加趋势的省份仅 3 个,分别为重庆、贵州和西藏,均位于水资源丰富地区;呈减少趋势的省份则多达 11 个。然而,由于影响因素过于复杂,用水总量呈增加趋势与人均用水量呈减少趋势的省份,并未体现明显的共同特征。

3.3.4 与发达国家的比较

在一定的经济发展阶段中,用水量随经济规模的增长而增长,但两者之间并没有直接关系。需水增长的主要驱动因素是人口的增长、灌溉农业的发展、工业规模的扩大和生活方式的改变。随着经济的发展,这些因素间接带来需水量的增长,但这种趋势并不是持续的。虽然经济发达国家的人口需要更多商品与服务,但这并不意味着需要消耗更多的水资源。发达国家的历史经验表明,在社会经济发展到一定水平后,用水量不再随经济增长而增长。因此,在处于不同发展阶段的国家之间,单位经济规模用水量之间的比较,并不能真实体现用水效率的高低,而更多的展现了它们之间经济水平的差异。比较用水效率时,推荐使用人均用水量、单位产品用水量(如 t 钢用水),工业用水重复利用率、灌溉用水有效利用系数等指标。

表 3-4 是我国与部分发达国家人均用水量及其构成的比较,各国之间存在较大差异。其中,英国人均用水量最少,不足 200m^3 ,而美国则高达 1600m^3 ,是人均用水最多的国家。

表 3-4 中国用水量与主要发达国家对比

国家	数据年份	总用水量 (亿 m^3)	人均用水总量 (m^3)	人均农业用水 (m^3)	人均工业用水 (m^3)	人均生活用水 (m^3)	农业用水比例 (%)	工业用水比例 (%)	生活用水比例 (%)
中国	2006	5795	442	279	102	53	63.2	23.2	12.0
美国	2000	4770	1600	660	736	203	41.3	46.0	12.7
日本	2000	884	690	431	123	136	62.5	17.9	19.7
德国	2001	380	460	91	312	57	19.8	67.9	12.4
英国	1994	118	197	6	148	43	2.9	75.4	21.7
法国	2000	332	548	54	408	86	9.8	74.5	15.7
加拿大	1996	447	1386	163	952	271	11.8	68.7	19.6
意大利	1998	420	723	326	265	131	45.1	36.7	18.2
西班牙	2002	372	864	588	160	116	68.0	18.5	13.5
荷兰	2001	89	544	184	326	33	33.9	60.0	6.1
丹麦	2002	7	123	52	32	40	42.3	25.6	32.1
澳大利亚	2000	241	1193	898	120	176	75.3	10.0	14.7
以色列	2000	21	305	189	20	94	62.0	6.7	30.7

注:数据来源为世界水资源报告(2006-2007),其中美国用水量为淡水取用量。

各国农业用水差异很大,英国人均农业用水量最少,仅 6m^3 ,而澳大利亚、美国、西班牙人均农业用水量则高于 500m^3 ,这与各国的气候条件、种植结构等因素有关。相对大部分发达国家,我国农业对灌溉的需求要强烈得多(FAO, 2007)。随着我国人口数量的进一步增长,为保障粮食安全,需要进一步扩大灌溉面积,将进一步加剧我国水资源紧缺的形势。

以色列的工业用水量最少,人均仅 20m^3 。但由于以色列是世界上水资源最紧缺国家之一,人均水资源量仅 300m^3 ,工业结构和生产方式受水资源的制约作用非常明显,其用水水平对我国不具有普遍参考意义。除以色列外,其它发达国家人均工业用水量介于 $123\sim 952\text{m}^3$ 之间,均高于我国现有水平。表中所列国家大多为人口大国,工业结构完整,工业规模与人口数量也大致相当,造成人均工业用水量明显差异的原因主要是节水水平的不同,而这主要与水资源紧缺程度有关。美国、加拿大等用水较多的国家水资源相对丰富,而用水量较低日本、英国、西班牙、澳大利亚在这些国家中水资源相对短缺,这也说明了工业用水对水资源短缺的响应非常明显。与这些发达国家相比,我国人均工业用水量还较低,据此分析,随着我国工业化进程的进一步发展,工业用水量还将有所增长。

除英国外,其它国家人均生活用水量高于我国现有水平。以此作为参考,我国生

活用水量的增长趋势还将持续。但英国、荷兰、丹麦等国家与我国天津市人均生活用水量约为 100L/d, 也说明生活用水有很大节水潜力。

3.3.5 需水增长驱动因素与预测难点

通过对我国用水变化规律的分析及与发达国家的对比, 总结我国未来水资源需求增长的驱动因素, 主要有 1) 工业发展需要更大的用水量; 2) 人口规模的进一步扩大, 城市化水平以及生活水平的提高, 提出了更高的生活用水需求; 3) 为保障粮食安全, 需要扩大灌溉面积。受这些驱动因素的影响, 2003~2007 年^①全国用水量又呈现较明显的增加趋势, 由 5320 亿 m^3 增加到 5819 亿 m^3 。

我国各省用水量及其变化趋势的空间分异, 以及发达国家之间用水量的差异, 表明水资源需求并不存在一个确定的数量。在水资源短缺地区, 可以通过提高水价、推广节水技术与器具等管理措施, 提高用水效率, 降低用水量。

在两种因素的综合作用下, 我国用水量未来的变化规律, 峰值出现的时间及其数量, 一直是水资源专家研究的热点。特别是北方缺水地区, 在现有的经济和管理水平下, 水资源需求是否能够得到有效控制, 更是全社会所关注的焦点。虽然我国北方缺水省份近年来用水量增长速度普遍较慢, 但其中有因供水不足用水受到限制的因素, 同时还可能存在企业私自开采地下水的原因(任宪韶等, 2007)。我国未来水资源需求如何发展, 特别是北方缺水地区是否有进一步的水资源需求, 是水资源政策制定与工程规划中的基础。

有关我国水资源需求的研究较多, 大部分是根据经济规模需水进行预测, 但预测值往往偏高。1980 年以来我国人均用水量变化不大, 柯礼丹(2001, 2004)推荐使用人均综合用水定额法预测我国需水量。但各省市人均用水量存在较大变化(表 3-3), 北京、天津、黑龙江、上海、安徽、江西、河南、重庆、西藏、宁夏、新疆等省份在 1997~2006 年间人均用水量变化幅度(最高值比最低值高出的百分比)超过 30%, 人均用水定额法并不适合在省级行政区需水预测中使用。同时, 因为全国用水总量的预测不能揭示空间上的差异性, 特别是缺水地区用水量是否会进一步增长, 其成果的应用性受到限制。

因此, 以分析用水增长驱动因素为基础的预测方法, 更适合在区域水资源需求预测中使用。因为影响用水量的因素较为复杂, 可分农业、工业、生活三大用水用户分别预测。其中, 农业、生活需水量预测相对简单。农业用水可以根据灌溉面积、作物结构、灌溉定额、有效利用系数的分析来确定, 生活用水可以通过与发达国家及国内发达省市进行对比确定人均用水定额。

影响工业用水的因素较多, 国家、地区之间差异非常明显, 没有明显的规律可以

^① 《2007 年中国水资源公报》来源为水利部网站简写本, 因缺少各省数据, 上述分析中只统计到 2006 年。

遵循，一直是水资源预测研究中的难点，通常也是实际用水量与预测值偏差最大的部分。工业用水是目前我国用水增长的主要驱动因素，发达国家的经验也表明，用水量峰值大约和工业用水峰值同时出现，因此，研究我国未来工业用水量变化趋势，具有十分重要的意义。

3.3 工业用水增长规律与预测方法

3.3.1 工业用水零增长的条件

贾绍凤等（2001，2004）研究了发达国家工业用水随经济发展的变化趋势，研究表明，工业用水随经济发展存在一个由上升转而下降的转折点，呈倒 U 型变化。发达国家工业用水峰值出现时间主要集中在 20 世纪 70~80 年代，对应的人均 GDP 阈值是 3700~17000 美元（PPP，以 1985 年为基数），第二产业在 GDP 总量中所占份额是 30~50%。相对第二产业占 GDP 比重高峰出现时间，工业用水峰值一般滞后 10 年或更多，主要是因为即使在工业发展速度落后于第三产业之后，耗水型重工业绝对规模仍在扩大。工业用水峰值一般出现在二产占 GDP 比重开始迅速下降的时间，主要是因为这一时期产业结构开始升级，由劳动-资本密集型向知识密集型转变，耗水型工业开始向发展中国家转移，工业用水停止增长甚至开始下降。

贾绍凤的研究具有很重要的意义，给我国提供了一个很好的信号，工业用水量不会一直持续增长，并且给用水峰值出现的时间提供了可供参考的判断。但对于用水高峰的规模，还没有给出有效的预测手段。

3.3.2 工业用水量与二产就业人口的关系

通过发达国家工业用水与第二产业就业人数^①的对比，可以发现，两者峰值出现时间具有相对一致性。当第二产业就业人数增长不再显著时，工业用水达到顶峰。如美国、加拿大、澳大利亚^②、意大利工业用水量峰值出现在 1981~1994 年，和工业用水量峰值出现时间基本一致，相对误差小于 5 年。德国、法国、瑞士、英国的第二产业就业峰值出现在 1970~1975 年间，工业用水量增长趋势变缓，但峰值出现时间存在一定的滞后性，在 1985~1989 年间，这与欧洲国家水资源相对丰富有关。日本工业用水峰值出现时间早于二产就业人口峰值，与日本水资源较为紧缺，工业节水水平高有关。此外，由于节水意识的提高与技术手段的加强，工业化开始时间越晚的国家，工业用水峰值出现的时间相对越提前（贾绍凤，2004）。

有关研究表明，我国北京市已经完成工业化进程（陈佳贵等，2008），其工业用

^① 美国劳工部 Godbout 的统计数据，为 5 年数据序列。

^② 因为属于移民国家，美国、加拿大、澳大利亚人口总量增长迅速，虽然二产就业比重逐年降低，但二次产业就业绝对数量在达到顶峰后呈现波动性变化，而其它发达国家则呈现较明显的减少趋势。

水发展趋势和发达国家的经验完全一致。1980 年以来,北京市第二产业生产总值一直处于快速增长的趋势(图 3-8),就业人口规模在 1992 年达到峰值后,开始下降并呈现波动性变化。工业用水量也于 1992 年达到顶峰,从 15.51 亿 m^3 逐渐降低到 2007 年的 5.75 亿 m^3 。从图中可以看出,工业用水达到峰值后,即使第二产业就业人数有所增加,用水量仍然呈减少趋势,这与美国的规律相一致。说明工业结构实现转型后,低耗水的知识密集型产业发展并不会带来新的工业用水需求。

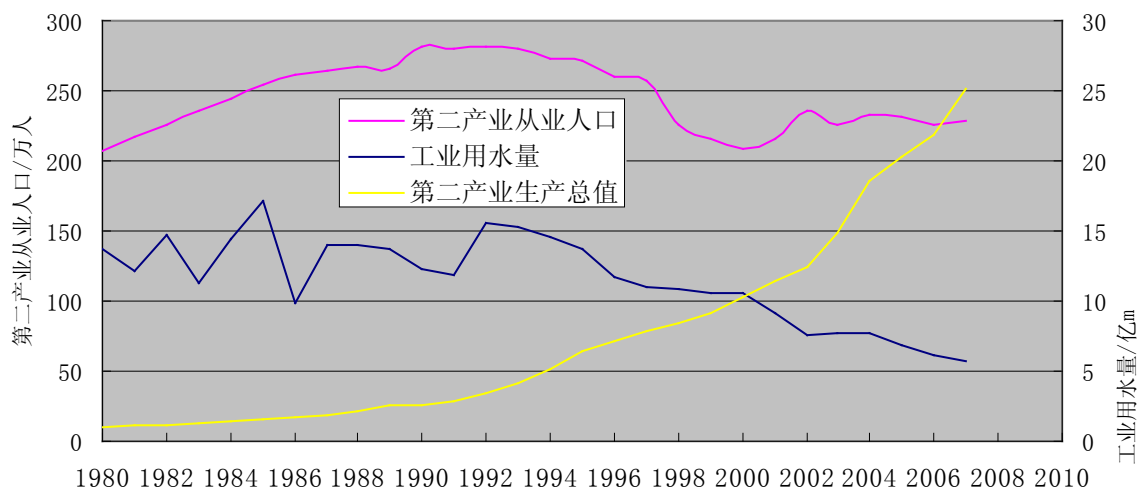


图 3-8 北京市第二产业经济规模、从业人口与工业用水量

从增长趋势上看,工业用水量与第二产业就业人口数量也有明显的相关性。特别是在工业化发展阶段,两者基本呈正比例增长。这主要是因为第二产业就业人口数量是工业规模(非经济规模)的直观体现,而工业用水与工业规模呈正比例关系。图 3-9 是 1980 年来我国工业用水量与二产就业人口的变化趋势图,两者相关程度很高,1997 年以来,二产就业人口人均工业用水量维持在 $677\sim 732\text{m}^3$ 的范围内。

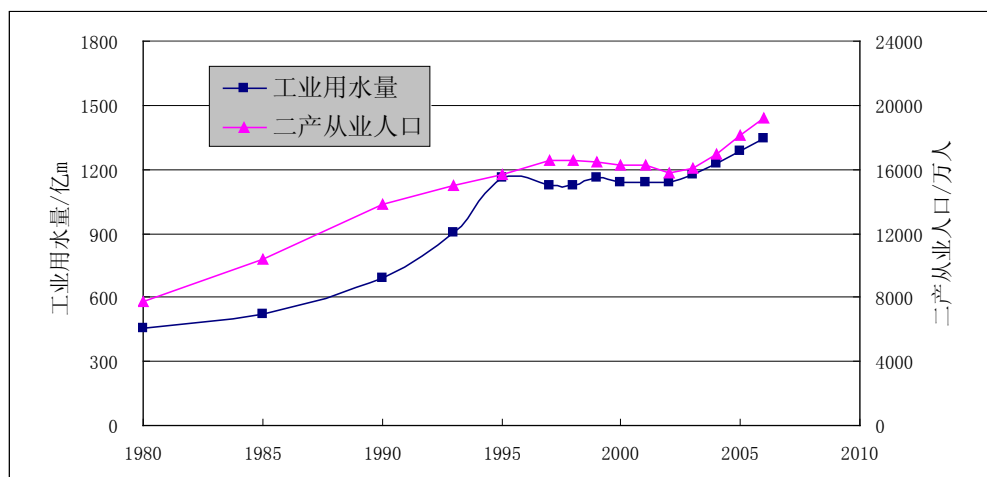


图 3-9 我国工业用水量与第二产业从业人口发展

中国社会科学院经济学部(陈佳贵等, 2003, 2005, 2006, 2008)对我国的工业化水平进行了评价,认为 2005 年我国已经进入了工业化中期的后半阶段,其中北京、

上海已经完成工业化，其余省份处于工业化发展阶段。在工业化发展阶段中，二次产业就业比例会迅速提升，近年来我国二产就业的发展也体现了这一特点（图 3-9）。以发达国家的历史看，工业用水总量达到峰值时，从事第二产业的人口通常占总就业人数的 30~40%。我国 2006 年二产就业比例仅 25.2%，势必会进一步增长。而且未来相当一段时间内，我国劳动力数量处于快速增加阶段，第二产业就业规模会有较大提高。由此看来，我国工业用水量还将进一步增长。

3.3.3 水资源短缺对工业用水的制约

陈佳贵等人的研究表明，我国东部地区各省份工业化水平最高。这些省份工业用水的发展规律，可以代表我国未来工业用水发展趋势。其中，上海、广东、浙江、江苏、福建处于丰水地区，工业用水受水资源条件的制约较小，用水量随工业发展增长，增长速度基本保持一致。说明在水资源供给不被制约的条件下，工业用水需求随第二产业就业规模（体现工业规模）的增长而增长。北京、天津、山东、辽宁、河北位于北方缺水地区，虽然随着工业化进程的发展，第二产业从业人口有所增长，但工业用水量呈减少的趋势（表 3-3）。可见，在水资源短缺地区，通过推广节水技术与措施，可以有效控制工业用水增长。

国外工业用水的发展历史表明，同一区域内单位二产从业人口平均工业用水量，在工业化迅速发展阶段中保持相对稳定。但不同区域间相差很大，无论是发达国家之间，还是我国南北方省份之间，都表现出明显的差异性。这主要与节水水平有关，而水资源短缺是促进节水技术发展的最主要因素，人均工业用水较少的发达国家，大多水资源条件相对较差。我国各省工业用水（采用单位二产就业人口平均工业用水量）与水资源短缺程度（采用 BWA I 指数）之间也有明显的规律性，如图 3-10 所示，水资源短缺程度越高的省份，工业用水水平越高。

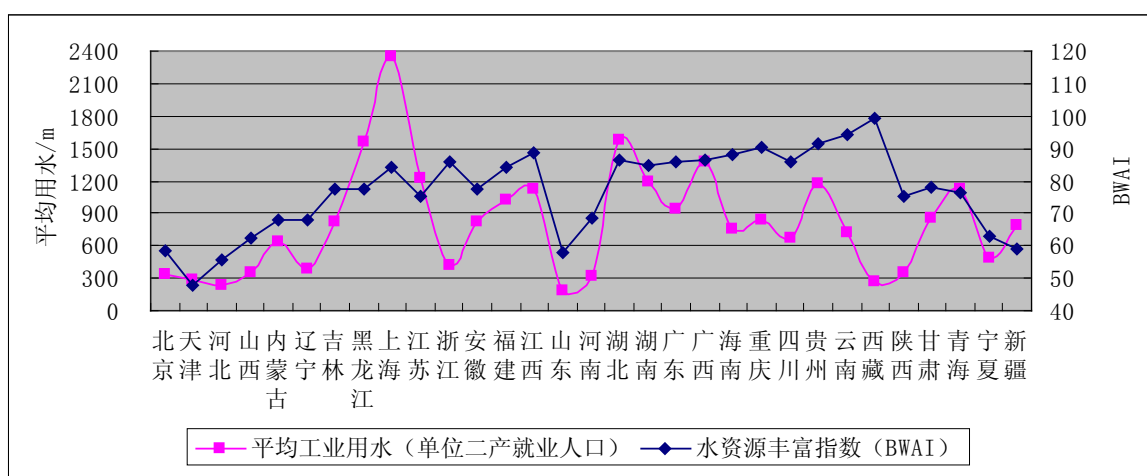


图 3-10 工业用水效率与水资源短缺程度之间的关系

水资源短缺地区工业用水节水水平普遍较高,但经济发展受到的影响并不大,说明可以通过推行节水技术、加强市场管理等手段,抑制工业用水增长。贾绍凤(2001)的研究表明,发达国家工业用水零增长与执行更严格的环境保护政策、实行水资源市场管理机制有关。瑞典、比利时、日本等国家实施这些措施的时间较早,工业用水量更早进入了零增长阶段。我国应该吸取这些国家的经验,提出高标准的环境要求,不仅可以减少从自然水体的取水量,还可以减少废水排放量,改善水环境。

3.3.4 工业需水预测

发达国家工业用水零增长一般出现在第二产业就业高峰期,在时间上落后于工业化完成时间 10~20 年。中国社会科学院经济学部(2008)的研究表明,我国将于 2015~2018 年基本实现工业化。据此推测,我国第二产业就业高峰出现在 2025~2035 年,与我国人口高峰时间大致相同。在执行更严格的节水管理措施基础上,根据日本等国家的经验,我国工业用水在 2020 年左右即可实现零增长。

发达国家二次产业就业比例高峰一般可达到 40~50%,随后增长速度落后于第三产业,比例开始下降。但由于就业总人口的进一步增长,二产就业人数还会持续增加。一般就业比重回落到 30~40%时,就业规模达到最大。最终当二产与三产就业比例为 1:3 左右时,达到平衡。

2004 年国务院新闻办公室发表《中国的就业状况和政策》白皮书,预测到 2020 年,我国人口数量大约为 14.5 亿,劳动年龄人口总规模将达到 9.4 亿。据劳动和社会保障部(2008)规划,我国 2020 年就业总人口将提高到 8.5 亿。发达国家完成工业化时,从事第一产业的就业人口比例一般在 15%以下,而我国因为区域发展不平衡,届时仍将有较高比例人口从事第一产业(2006 年第一产业就业比例为 42.6%)。所以,2020 年我国从事第二产业的人口比例将低于发达国家高峰期水平,按目前的发展趋势看,大约可达到 30%左右,即 2.55 亿。

2006 年我国第二产业从业人口平均工业用水量约为 700m^3 ,且多年来基本维持稳定。假设此项指标保持不变,我国 2020 年工业用水总量将达到 1780 亿 m^3 ,全国人均工业用水量 123m^3 ,和日本现状水平相当。2020 年以后,我国二产就业人口仍会持续增长,但在有效的水资源管理措施下,工业用水可以实现零增长。据此估计,在实施更严格的节水管理措施基础上,我国工业用水峰值将于 2020 年左右出现,其规模约为 1780 亿 m^3 。

根据中国社会科学院经济学部(2008)对我国各省工业化水平的评价,预测不同地区工业用水发展趋势。

上海、北京两市已经实现工业化。其中,北京市自 1992 开始工业用水量已呈持续减少趋势,根据发达国家的经验,再次增长的可能性较小。2000 年以来,上海市工业用水量维持在 80 亿 m^3 左右,呈现波动性变化,可以判断已达到工业用水峰值。上海市工业用水量中,80%以上为火电厂冷却水,将来可以考虑使用海水代替,大大

削减淡水资源取用量。

水资源丰富地区中，广东、浙江、江苏、福建的工业化水平高于全国总体水平，处于工业化后期和中期后半段。由于近年来工业发展速度较快，工业用水量呈快速增长趋势。但随着工业化进程的完成，工业用水增加趋势将有所减缓。且这些省份用水效率普遍不高，应执行更严格的污染控制法规，可以有效抑制这些省份的工业用水增长。

缺水地区中，天津、山东、辽宁的工业化水平高于全国总体水平。由于水资源短缺的限制，1997 年以来辽宁、山东两省工业用水量呈现明显的下降趋势，天津则多年维持在 5 亿 m^3 左右。三省市现状工业用水效率较高，重复利用率已经达到发达国家水平，人均工业用水量低于 55m^3 （山东仅 26m^3 ）。因为已经进入工业化后期和中期后半段，没有显著的工业用水增加需求。其中天津、山东是南水北调工程的受水区，在工程通水后，水资源短缺的状况有所缓解，工业用水可能出现一定幅度的增长。

随着工业化进程的加快，其他丰水省份的二产就业人口将迅速增长，工业用水量将随之快速增长。东南沿海省份用水实现零增长之后，这些省份将成为我国工业用水增加的主要区域。

随着二产就业人数的增加，工业化进程落后的缺水省份，也存在强烈的工业用水需求。但受制于水资源条件，应进行总量控制，加强市场引导，限制高耗水型产业发展，提高用水效率，抑制工业用水增长。从人均工业用水量上看，这些省份现状人均工业用水量高于北京、天津、山东、辽宁等省（市）的水平，可见，总量控制的目标是可以实现的。其中，缺水问题最突出的宁夏、甘肃、新疆地区，与水相关的生态问题突出，应执行更严格的管理措施，控制取水量。

3.4 中国水资源需求未来发展趋势

2005 年，水利部部长汪恕诚在节水型社会建设高层论坛上表示，到 2020 年，我国将初步建成与全面小康社会相适应的节水型社会，力争实现经济社会发展用水零增长。以发达国家的用水历史规律来看，总用水量峰值出现时间一般和工业用水峰值保持一致，据此估计，2020 年我国实现用水零增长的目标是可以实现的。

3.4.1 农业需水

中国以占世界 7% 的耕地解决了 22% 人口的温饱问题，灌溉农业发挥了重要作用。新中国成立以来，中国的农田灌溉面积从 1500 万 hm^2 发展到 5660 万 hm^2 ，每年在占全国耕地面积 46% 的灌溉面积上生产的粮食占全国总量的 75%，生产的经济作物占 90% 以上（李代鑫，2007）。到 2020 年，我国人口规模将进一步扩大到 14.5 亿，人均粮食需求也有所增长，为保障粮食安全，需要进一步扩大灌溉面积。而我国可发展灌溉的耕地资源主要集中在北方地区，现有水资源供需矛盾已经非常突出。

在水资源紧缺的同时,我国农业用水效率普遍不高,浪费严重。全国农田灌溉有效利用系数仅 0.475,远低于发达国家 0.7~0.8 的水平。其中渠道输水损失占灌溉用水总损失的 80% 以上,损失水量相当于全国除农业用水外各项用水量的总和(李代鑫, 2007)。其中,大型灌区灌溉用水有效利用系数平均值为 0.416,中型灌区为 0.425,小型灌区为 0.462,纯井灌区为 0.688(崔远来, 2009)。应加大大中型灌区节水改造和配套工程建设力度,提高灌溉用水效率。

水利部农水司制定了节水灌溉发展规划,到 2010 年,新增灌溉面积 200hm²,农田灌溉面积达到 5860 万 hm²,其中 50% 达到节水灌溉要求,实现高效用水,灌溉用水有效利用系数提高到 0.5,新增年节水能力 200 亿 m³。到 2020 年,农田灌溉面积达到 6000 万 hm²,其中 64% 达到节水灌溉的要求,灌溉用水有效利用系数提高到 0.55 左右,新增年节水能力 300 亿 m³;基本完成大中型灌区的续建和节水改造,基本实现现代化管理;农田用水全面实施“总量控制,定额管理”建立起适合我国国情的节水灌溉政策法规体系和节水灌溉技术创新体系。

《中华人民共和国国民经济和社会发展第十一个五年规划纲要》提出,到 2010 年基本实现灌溉用水总量零增长。随着灌溉用水利用效率的提高,这个目标是可以实现的。但由于灌溉面积的扩大,现状农业用水减少的趋势将有所减缓。预计 2020 年全国农业用水总量维持在现状水平,为 3600 亿 m³。其中,南方地区由于耕地面积的限制,几乎可以开发为水田或水浇地的土地包括陡坡上的梯田,已基本开发完毕,农业用水不会增加(贾绍凤, 2000)。北方缺水地区受水资源条件的限制,只能依靠“总量控制”,提高用水效率,用水总量不会增长。东北地区水土资源匹配较好,是农业用水可能增加的区域。

3.4.2 生活需水

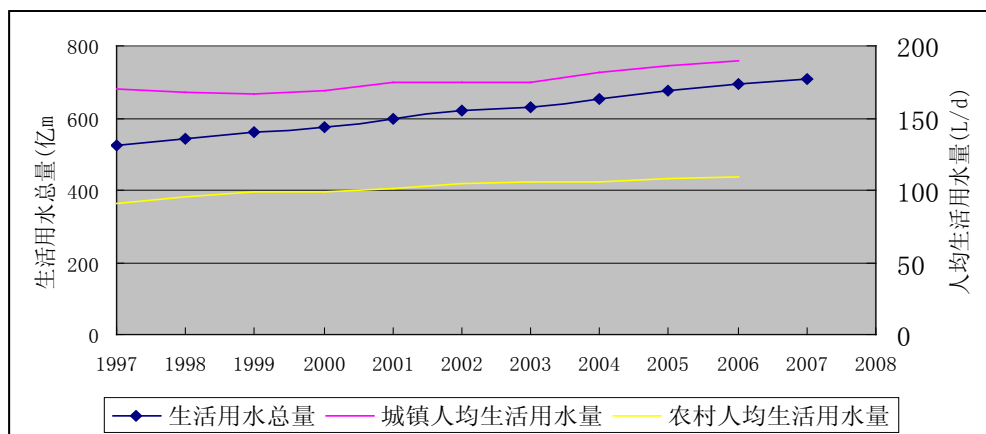


图 3-11 我国生活用水变化趋势图^①

^① 因为人口统计口径曾经发生变化,本文使用《中国统计年鉴》中修正数据重新计算城市、农村人均生活用水量。

1997~2007 年,我国生活用水量迅速增长,由 525 亿 m^3 增加到 710 亿 m^3 ,年均递增 3%。主要有三个因素,一是人口总数的增加,二是随着生活水平的提高,城乡人均生活用水量均有所增加,三是随着城市化的发展,城市用水人口增加(城市人均生活用水高于农村地区)。

预计 2020 年我国城市人均生活用水量为 210L/d,农村人均生活用水量为 130L/d。取 2020 年总人口 14.5 亿,城市化率 55% (周干峙, 2005) 计算,我国 2020 年生活用水量将达到 920 亿 m^3 ,人均用水量 63.5 m^3 。

3.4.3 生态用水

2003 年开始,我国把生态用水纳入统计口径,指城市环境与部分河湖、湿地的人工补水,2003 年生态用水量为 79.5 亿 m^3 ,到 2007 年增加到 105.7 亿 m^3 。随着对环境问题的日益重视,预计生态用水量的增长速度将有所加快,至 2020 年达到 200 亿 m^3 左右,增加水量主要集中在城市地区和生态脆弱区。

3.4.4 总用水量

我国用水将于 2020 年左右达到高峰,其规模为 6500 亿 m^3 ,与现状(2007 年)相比,用水量增加约 680 亿 m^3 。届时人均用水量 448 m^3 ,和现状水平基本持平。其中农业用水 3600 亿 m^3 ,工业用水 1780 亿 m^3 ,生活用水 920 亿,生态用水 200 亿 m^3 。用水总量达到峰值后,生活、生态用水将进一步小幅增长,农业、工业用水则有所降低,总用水量呈缓慢减少趋势。

与现状相比,各省农业用水量变化不大,其中东北地区可能出现增长。工业用水增加趋势明显,主要集中在安徽、湖南、湖北、江西、四川、重庆等工业发展快速的丰水地区。生活与生态用水量将呈全面增长趋势,因为人口的进一步集聚,东部沿海地区生活用水增加最快。

总用水量增长将主要集中在南方丰水省份(不包括沿海各省)、华北地区、东北地区,西北缺水省份用水量变化不大。其中南方、东北水资源较为丰富,华北地区水资源条件也将因南水北调工程的实施而有所改善,用水增长对这些地区的影响较小。受水资源条件的限制,西北省份只能实施用水总量控制,提前实现用水零增长,缓解生态环境压力。

3.5 小结

(1) 国外发达国家的用水发展历史规律表明,用水量并非随经济规模的增长而持续增长。在社会经济发展到一定程度后,用水量达到高峰,然后呈现缓慢减少的趋势。用水总量的高峰,在出现时间上通常和工业用水峰值保持一致。

(2) 工业用水量与工业经济规模之间并没有明显关系,以工业经济规模为基础

的工业需水预测值常常严重偏大。发达国家和我国发达省市的用水变化规律表明,工业用水量与第二产业就业人口直接相关。一般就业人口达到高峰时,用水量也达到峰值,在时间上落后于工业化完成 10~20 年。

(3) 相对于农业用水与生活用水,工业用水的弹性较大。执行更严格的环境管理政策,以水价调整为手段,可以显著减少工业用水量,提前实现工业用水零增长。

(4) 我国工业用水量将继续增加,在执行严格管理政策的基础上,其高峰将于 2020 年左右出现。工业用水高峰规模为 1780 亿 m^3 ,比现状水平(2007 年)增长约 380 亿 m^3 ,主要集中在南方丰水内陆省份。

(5) 建议通过实施更严格的环境法规,促进南方沿海各省节约用水,减少工业用水量。受水资源条件的限制,缺水省份应执行工业用水总量控制,限制耗水型工业发展,抑制工业用水增长。国外发达国家和我国华北经济发达省份工业用水发展历史表明,现状工业用水量是可以满足其工业发展需要的。

(6) 我国用水高峰也将出现在 2020 年左右,规模为 6500 亿 m^3 ,与现状(2007 年)相比,用水量增加约 680 亿 m^3 。届时全国人均用水量 448 m^3 ,与现状水平相当。用水增加主要集中在南方内陆丰水省份、东北地区和华北地区。因为用水增长主要集中在丰水地区和南水北调受水区,用水增加不会加剧现有的水资源紧缺状况。

第四章 区域尺度水资源短缺风险评估与决策框架

水资源短缺是描述水资源需求量与可利用量之间矛盾的概念,当前水资源短缺问题日益尖锐,地球上 1/3 的人口面临水资源短缺问题,水资源危机已经成为全球性问题(Winpenney, 1996)。作为人类社会可持续发展的重要基础,水资源短缺问题成为风险研究中的热点,日益得到国际社会及学术界的关注,2003 年成立的国际综合风险防范理事会(IRGC)将水资源短缺风险作为其关注的焦点之一。

目前水资源短缺风险的研究主要集中在工程或城市供水风险分析方面,研究供水不足事件发生的概率及其破坏程度。相比工程、城市供水风险,区域尺度上水资源短缺风险研究面临的因素更复杂。评价区域尺度水资源短缺风险时,需要考虑水资源在各地区各用户间的调节,水利工程对水资源的年内、年际调节,以及如何综合评价社会经济缺水、环境缺水、地下水超采等风险问题。由于这些因素的复杂性和不确定性,短缺风险发生的概率及破坏程度均难以量化描述。目前的研究多采用模糊数学、灰色系统模型等数学方法计算指标来评价风险程度。但这些指标缺乏明确的含义,不利于应用于水资源管理决策中。

从区域尺度上研究水资源短缺风险问题,对于制定区域水资源政策具有十分重要的意义。本章在前人工作的基础上,发展了便于应用于管理决策的区域尺度水资源短缺风险评价指标体系,构建了风险评估与决策框架,并以京津唐地区作为实例进行了研究。

4.1 水资源系统风险评估与管理研究进展

4.1.1 风险管理研究体系

19 世纪末,风险最早在西方经济领域被提出。不同学者,基于不同的研究领域,对风险有不同的定义。大多数学者认为风险包含三个方面的含义:不利事件、发生的概率和可能产生的后果(魏一鸣等, 2002)。

20 世纪 50 年代,美国大公司发生的重大损失使高层决策者认识到风险管理的重要性,风险管理迅速开展起来。到 70 年代,风险管理的概念、原理与实践传播到其它国家(许谨良, 1998)。随着风险管理理论的发展,被迅速应用到其它领域。水资源研究领域中风险管理的广泛研究开展于 20 世纪 70 年代后期,在防洪减灾、工程规划、水资源利用等领域得到了广泛的开展(韩宇平, 2008)。

国际风险管理理事会(IRGC)把风险管理定义为识别、评估、管理风险的过程,具体可归纳为风险分析、风险评估、风险决策三个方面。其中风险分析是风险评估的前提,风险评估又是风险决策的依据。

风险分析是研究在某一特定区域特定时间内可能遭遇何种不利事件,并分析该事件发生的可能性及产生的后果。是指对各种影响风险的潜在因素进行系统的辨别、归

纳, 并分析产生不利事件的过程, 其目的主要是鉴别风险的来源、范围、特性及与其行为或现象相关的不确定性。通过对大量来源可靠的信息资料进行系统分析, 找出风险之所在和引起风险的主要因素, 并对其后果做出定性的估计。在实际操作中往往要依赖于经验与类比, 主要是风险分析工程师的介入。一般性的风险识别方法有分析方法(如层次分解和风险树)、专家调查方法(头脑风暴法和德尔菲法)、幕景分析法等。

风险评估是指在风险识别的基础上, 为管理和决策者提出建议, 具体包括风险估计和风险评价两个步骤。风险估计是指在风险识别的基础上, 通过对不利事件所导致损失的历史资料的分析, 运用概率论和数理统计方法, 对特定不利事件发生的概率以及风险事件发生所造成的损失做出定量估计的过程。对于系统总体的风险估计, 是通过综合风险事件的分析 and 由此造成的损失分析两者进行的, 一般来说应建立起对风险损失的概率描述。主要风险估计方法有主观估计、客观估计、统计分析方法、不确定性分析方法及蒙特卡罗数字仿真法。风险评价是在研究地区风险分析的基础上, 把各种风险因素发生的概率、损失程度综合成某一单项指标值, 以此表示该地区发生风险的可能性及其损失的程度, 再根据国家所规定的安全指标、公共的安全指标、研究区经济发展水平等因素确定可接受的风险标准, 划分风险等级, 进而确定风险是否需要处理和对策。

风险决策是根据风险管理的目标和宗旨, 在科学的风险分析和风险评价的基础上, 从可以采取的各种行动方案中选择最优方案, 以实现风险分析的目标。风险决策的主要任务是以最低的代价获得最大的安全保障, 首先要制定一系列切实可行的避险措施方案, 对所涉及的成本、效益和风险进行评价, 包括各种不同风险处理方案之间的成本核算, 可能导致到社会、经济、环境方面的影响, 以及目前的风险处理方案对今后的选择可能产生的影响等, 然后在充分考虑风险可接受程度的情况下, 从各种风险处理方案中优选最佳方案, 或将各种风险处理方案有机结合起来, 在风险损失与避险代价之间确定合理的平衡点。

4.1.2 水资源系统风险研究

国际水资源风险问题研究始于 20 世纪 30~40 年代, 是因军事领域的需求而开展的。随着社会经济的发展, 特别是城市化水平的提高, 对水资源供给保障率的要求日益提高。因此, 国际上开展了大量有关城市供水风险的研究, 研究单一水利工程或城市综合水源的供水风险问题。近年来, 随着人类社会的发展与水资源风险问题的日益突出, 有关水资源系统风险的研究已从单目标风险决策问题向多目标风险决策问题转变, 进而向不完备信息情况下的水资源风险决策发展。

Hashimoto (1982) 发展了可靠性、易损性、可恢复性三个指标评估供水风险, 以这三项指标为核心的指标体系在水资源系统风险研究中被广泛应用。其中, 可靠性代表系统处于正常状态的保障率, 易损性用来描述失事事件对系统造成的损失, 可恢复性用来描述系统从失事状态恢复正常的可能性。以此基础得出的供水方案, 是以降

低供水系统失事概率、减少经济损失、保证恢复能力为目标的最优方案。在城市供水风险的研究中,这些指标得到了广泛的应用,如在日本福岡地区,采用这些指标评估了干旱期的供水风险,并通过建立水库调度与供水管理模型,优化了干旱期供水管理方案,进而降低干旱期供水风险(K Jinno, 1995; Xu Zongxue, 1998; A Kawamura, 1999; T Merabtene, 2002)。

随着全球气候变化对水资源系统的影响越来越剧烈,近年来,国外开展了有关气候变化对区域水资源保障风险的研究。研究主要通过对气候变化情景下降水、蒸发等水文要素的分析,研究气候变化可能给水资源系统带来的影响,结合区域人口与经济发展愿景,分析未来区域供水安全问题(R N Jones, 2001a, 2001b, 2002, 2007; H J Fowler, 2003)。近年来,国外还开展了区域尺度上水资源短缺风险的研究,主要通过风险因子的分析,为决策者制定合理风险管理措施提供研究基础(A Iglesias, 2006, 2007)。

在风险分析中,国际学者对参数估计问题也进行了大量的研究工作,先后提出了矩法、权函数法、数值积分权函数法、极大似然法、概率权重矩法、适线法、模糊权函数法以及统计实验法和单权函数数值积分逼近算法等。线性规划、动态规划、非线性规划、多目标分析模型等方法先后被引入水资源系统风险研究,以解决规划求解及多目标不可公度问题,这些成果对水资源系统风险研究起着积极的推动作用。

国内的研究起步较晚,主要集中在水利工程经济风险分析和水资源系统风险分析领域。近年来研究工作有了较大进展,水资源系统风险的概念和研究程序基本得到了统一,同时提出了一些研究方法,并得到了实际应用。

王建群等(1996)以水资源系统为背景探讨了有关风险的概念,提出了基于风险的多维度量概念的风险型决策方法,并用水资源系统优化规划的实例,对方法进行了验证,证明了水资源系统风险性决策方法研究的有效性。1997年,王建群又提出了基于有限状态空间不精确概率分布的风险性决策方法。1998年,冯平把风险分析方法用于干旱期的水资源管理,给出了相应的风险、可靠性、恢复性和易损性等具体的风险指标。2000年,张栩等讨论了可持续水资源管理的风险分析和决策的特点,介绍了主要的风险计算方法和准则,给出了基于可靠性准则的水资源工程风险分析的实例。同年,阮本清等以黄河下游沿黄地区供用水系统为例,针对该地区用水系统与黄河来水的不同步性,建立了水资源系统风险分析模拟模型,描述了蒙特卡洛(M2C)随机模拟技术求解风险模拟模型的原理,对黄河下游供用水系统在不同用水规模情况下的缺水风险进行了随机模拟。2001年,胡国华等定义了灰色概率、灰色概率分布、灰色概率密度、灰色期望及灰色方差等基本概念,针对系统的随机不确定性和灰色不确定性,建立了风险分析的灰色-随机风险率方法。2002年,吴泽宁等将灰色系统理论和风险分析理论相结合,提出了水资源系统灰色风险率、灰色风险度的概念,并导出了相应的计算公式。2005年,韩晓卓等以青海省香日德绿洲地区水资源系统为研究对象,建立由水资源径流量的不确定性所造成的风险评价的2个模型,定量分析

水资源的不确定性以及这种不确定性对绿洲主要用水行业（农业、防护林网）的风险影响；衷平等针对石羊河流域，采用主成分分析法和改进的灰色关联度法对风险指标进行定量筛选，最终确定出导致风险的敏感因子，风险识别的结果对风险评价具有重要意义。2007 年，黄明聪等将风险评价归纳为一个支持向量回归问题，建立了基于支持向量机的水资源短缺风险评价模型和方法。随着研究的进展，水资源系统风险的概念得到了统一，普遍认为水资源系统风险为，在特定的时空环境条件下，因水资源保障问题所产生的非期望事件发生的概率及其造成的损失。

目前有关研究多是关于工程、城市供水风险方面，区域尺度水资源短缺风险方面较少，韩宇平、阮本清等对首都圈的水资源系统保障风险评价是仅有的定量研究工作。他们认为，水资源短缺风险是指在特定的时空环境条件下，由于来水和用水两方面存在不确定性，使区域水资源系统发生供水短缺的概率以及由此产生的损失。在此基础上，他们以首都圈为例，研究了水资源短缺风险的模糊综合评价方法，并在水资源短缺风险分析和评价的基础上，构建了区域水资源短缺的多目标风险决策模型。利用水资源投入产出宏观经济模型，对水资源的影子价格进行分析计算，在此基础上得到水资源短缺的经济损失及其概率，并对包括北京和天津在内的首都经济圈 2010 规划水平年的水资源短缺经济损失及其概率分布进行了计算。（阮本清等，2004，2005；韩宇平等，2007a，2007b，2008a，2008b，2008c）。

4.1.3 风险评估指标与方法

4.1.3.1 风险评估指标

水资源系统风险评估中，常用的指标有风险率（可靠性）、易损性、风险度、可恢复性（回弹性）4 个指标（黄强等，2007）

（1）风险率：风险率是水资源系统处于失事状态的概率，可用单位时间内出现事故的次数表示，可以用重现期和可靠性来代替。

（2）易损性：易损性是描述水资源系统失事损失平均严重程度的重要指标。以供水系统为例，供需之间的差距越大（需大于供），供水系统失事损失越大，易损性指标越大。

（3）风险度：易损性指标表示了平均意义下的风险损失程度，为了反映方案综合风险程度的高低，引入了风险度指标，以概率分布的数学特征，如指标分布的标准差来说明风险大小的变异特征。风险度指标越大，表示概率分布越分散，实际结果偏离期望值的概率就越大。

（4）可恢复性：可恢复性描述系统从事故状态返回到正常状态的能力和速度，系统的恢复性越高，表明该系统能更快地从事故状态转变为正常状态。

4.1.3.2 风险计算方法

黄强等（2007）统计了水资源系统风险评估的常用计算方法，有基于概率论和数理统计的方法、重现期法、蒙特卡洛模拟（MC）和 JC 法，此外还有模糊风险分析

计算法、灰色风险分析计算法、极大熵风险分析方法等。

(1) 基于概率论和数理统计的方法

影响风险主体的不确定性风险变量若服从一些典型的概率分布,可以利用概率分布密度函数的积分计算可靠性或风险率指标。这种方法理论概念强,在处理线性的、变量独立且同分布的简单系统时是比较有效的。但如果影响因素较多,或者变量关系比较复杂,就难以求得风险的解析解或数值解。

(2) 重现期法

重现期法是从工程水文设计角度提出的风险率计算方法,基于两个前提假设:1)设计水文事件在年际间的发生是独立不相关的;2)设计水文事件在各年的发生概率相等。重现期方法在计算风险上具有简单易行的特点,但具有局限性:一是重现期是由历史资料的统计和外延推得的,因此,风险的精度受统计资料的限制;二是因为仅考虑水文风险因素,导致工程风险率计算结果偏小。

(3) 蒙特卡罗法

蒙特卡罗法又称为统计实验法,该方法先制定各影响因素的操作规则 and 变化模式,然后用随机数生成的办法,人工生成各因素的数值进行计算,根据大量的数值计算结果来推求其概率分布。蒙特卡罗法精度高,尤其对非线性、不同分布及相关系统更为有效。但由于该方法的计算结果依赖于样本容量和抽样次数,相对比较复杂,且对基本变量分布的假设很敏感,因此其计算结果表现出不唯一性。

(4) JC 法

均值一次两阶矩法(MFOSM)及改进一次两阶矩法(AFOSM)假设系统影响因素互相独立,采用各变量的均值与方差,将线性化点选为均值点(MFOSM)或风险发生的风险点(AFOSM),运用泰勒级数使之线性化。该方法是一种近似分析法,将难以确定概率分布及关系的随机变量简化处理,便于应用。缺点是实际应用中,变量多为非正态分布,使用函数展开造成的误差比较大。

JC 法是在 MFOSM 和 AFOSM 方法的基础上发展而来的,为国际安全度联合委员会(JCSS)采用,适用于随机变量为任意分布的情况。JC 法的基本原理是:首先将随机变量的非正态分布用正态分布代替,但对于此正态分布函数要求在失事点处的累计概率分布函数(CDF)值和概率密度函数(PDF)值与原来的分布函数的 CDF 值和 PDF 值相同。然后根据这两个条件求得等效正态分布的均值和标准差,最后用 FSOM(一次两阶矩)法求出风险值。该法对 MFOSM 法和 AFOSM 法的缺点进行了改进,计算精度较高。但 JC 法的收敛性问题并未从理论上给予证明,且该法的计算精度与模式失效概率的大小、随机变量的变异系数和失效面在设计点附近的局部形状有关,无法应用于不能显示表示功能函数的复杂结构的概率问题。

(5) 模糊风险分析法

模糊数学方法是研究和处理关于客观事物由于人的主观认识、判断的不确定性问题的数学方法,它通过隶属度函数将上述这些不确定性进行定量化处理。该方法认为

在相似的变量条件下,系统也将具有发生相似的结果,通过分析大量的实际资料,找出相似个例,然后根据个例的实践情况作为预测结果。

(6) 灰色风险分析法

根据灰色系统理论,对于一个系统,若其内部特性部分已知、部分未知或非确知,则该系统就是灰色系统。灰色随机风险分析就是在系统信息部分已知、部分未知的情况下,将系统变量视为灰变量,应用灰区间预测方法来度量系统的不确定性。此方法是在随机风险率的方法基础上,强调对风险率的灰色不确定性的描述和量化。

(7) 极大熵风险分析

信息论认为熵是用来解决纯客观、纯主观及主客观糅合的三类信息的现象和信息的不确定信息的度量。依据风险变量的概率特征,风险分析首先根据所获得的一些先验信息设定先验分布,利用最大熵原理设定风险因子的概率分布,其实质是将问题转化为信息处理和寻优问题。在水资源系统风险分析中,许多风险因子的随机特征都无先验样本,而只能获得它的一些数字特征,如均值,然而它的概率分布有无穷多个,要从中选择一个分布作为真分布,就要利用最大熵准则。熵最大意味着主观成分(人为信息)最少,因而是最客观、偏差最小的。

4.2 区域尺度水资源短缺风险评估与决策体系

4.2.1 区域水资源短缺风险的复杂性与不确定性

水资源短缺风险问题是由于区域可供水量与社会经济用水需求之间的矛盾所导致的。当社会经济用水不能得到满足时,用水受到限制,进而带来经济损失。当缺水较为严重或长时间缺水,特别是生活用水不能得到有效保障时,还会进一步引发社会问题。另一方面,由于水资源短缺引发水资源过度开发利用,还会带来一系列的环境问题。

区域尺度水资源短缺风险的影响因素相当复杂,与区域用水特征、气候条件、用水设施、管理政策等因素有关。

区域用水特征影响水资源需求大小及其时间分布,主要表现在:①受用水习惯、生活方式、经济结构与发展水平的影响,人均用水量有较大差异。②工业用水量与生活用水量在年内各月变化不大,农业用水量受降水条件与种植结构的影响,年内各月需水量有较大差异。

区域气候条件主要在两个方面影响水资源短缺程度:①农业用水在社会经济用水中占主要部分,而农业用水量与区域降水量直接相关。国际上研究表明,干旱农业区是人均用水量最大的地区,在亚洲中部地区高达 1200m^3 ,约为世界平均水平的 2 倍。在相同的人均水资源量条件下,干旱区的水资源短缺风险要高得多。②我国大部分地区水资源在年内与年际间分配很不均匀,在干旱缺水地区表现更为明显,进一步加剧了水资源短缺矛盾。

完善的供水设施体系可以有效降低水资源短缺风险：①大型水库等工程措施，可以调节年内与年际的水资源，提高区域水资源保障水平。②建设完善的供水体系，可以在发生水资源短缺问题时，保障最基本的居民生活用水，降低水资源短缺的影响；③在干旱地区，地表水资源年际分布不均，地下水资源与跨区域调水相对稳定，保障程度较高。

区域水资源管理政策对水资源短缺风险的影响，主要表现在影响风险的表现区域与方式上：①在发生缺失事件时，水资源供给优先区域的选择。②供给优先用户的选择，特别是社会经济用水与生态用水两者间的选择。

水资源短缺风险涉及自然水循环系统、供水系统、用水系统等系统，每个系统中都有很多不确定因素。自然水循环系统的不确定性主要有降水、水资源量及其年内分布、入境水量的不确定性等；供水系统的不确定性主要是供水水库蓄水量的不确定性，以及供水系统的完善程度；用水系统的不确定性主要是各用水户需水量及其年内分布的不确定性。此外，缺水量-损失之间的不确定关系也十分复杂。

4.2.2 水资源短缺风险管理与决策需求

在城市尺度上研究水资源短缺风险问题一般采用可靠性、易损性、可恢复性三个指标，但这三项指标应用于区域尺度时则存在问题，这主要是因为评估的目的以及数据的时间尺度有所不同。城市供水风险研究的目的是为了达成最优供水方案，通常以日、周等单位为时间尺度进行优化分析与决策，为不同干旱事件发生时提供合理可行的供水管理方案。而区域水资源短缺风险评估更主要是通过水资源系统出现缺水的概率及其影响的评价，分析风险的大小与类型，为决策者制定相关的水资源管理政策提供参考。由于数据的限制以及空间尺度增大带来的复杂性增加，区域尺度上难以实现以日、周为时间尺度的分析，一般采用年数据进行分析。因为系统的复杂性增加，Hashimoto 定义的可靠性、易损性指标在区域尺度上难以精确计算，而可恢复性指标因为时间尺度的增大而失去意义。

另一方面，由于基础水利工程建设边际成本的增加，以及与水相关环境问题的日益尖锐，依靠建设工程来满足人类用水需求的模式受到质疑，而更注重提高水资源利用效率的“软途径”越来越受到重视，包括制定合理水价、建立水市场等非工程措施。因此，在水资源相关问题的决策上，公众参与逐步成为大趋势。发展一种能为缺乏相关技术背景的官员、投资者、生态学家、经济学家以及普通大众所理解的技术手段，是给水资源专家提出的现实要求。

综上所述，区域水资源短缺风险管理的涵义为：在特定的空间区域内，分析由于干旱、人口与经济发展、用水管理等因素引发的水资源短缺事件发生的概率及其可能的影响，据此提出合理可行的风险管理措施，制定区域水资源宏观政策，提高区域水资源安全保障水平。在决策中，需要回答的问题有多年平均状况下的水资源需求是否能够得到满足，出现缺水的概率是否在可接受的水平之内，水资源开发利用对自然水

系统的改变程度如何,以及用水是否存在浪费。概念明晰、计算简单、便于比较,能直观回答这些问题的指标,更适合作为区域水资源短缺风险管理的工具。

4.2.3 区域尺度水资源短缺评价指标

F. Martin-Carrasco 等(2006)在对西班牙埃布罗河流域的有关研究中,建立了需水保障率、需水保障可靠性、水资源利用率、供水能力随保障率的变化率共 4 个指标,构建了评估干旱因素驱动的水资源短缺风险的评价指标体系。该方法易于理解,方便在水资源管理决策中应用。在该工作的基础上,改变了部分指标,修正了部分指标的计算方法,阐述了指标的等级划分原则,使之适用于多因素驱动下的水资源短缺风险评估与决策。

4.2.3.1 水资源供给保障率指标

水资源供给保障率指标用来描述区域供水保障能力,按照下面公式计算:

$$I_s = \frac{A}{D}$$

式中, A 是正常水平下(多年平均、 $P=50\%$ 来水保证率)的区域可供水量, D 是对应来水条件下的区域水资源需求总量。

正常条件下的水资源可供水量取决于水资源丰富程度与区域供水设施的完善程度;水资源需求主要取决于区域人口、社会经济结构、用水管理水平等因素。 I_s 指标采用可供水量与水资源需求量之间的比例,来描述多年平均水平下的用水安全保障水平。如果该项指标小于 1,则代表区域需水量不能得到满足,会因供水不足而引起社会经济损失,或者会因为采用过度开发地下水资源等不可持续的利用措施引起相关环境问题。

4.2.3.2 水资源保障可靠性指标

水资源保障可靠性指标用于描述在一定的保证率条件下,水资源需求是否能够得到满足,计算公式如下:

$$I_r = \frac{A_r}{D_r}$$

式中, A_r 是在 $r\%$ 来水保证率时的区域可供水量, D_r 是对应水平下的水资源需求量。

因为工程建设成本边际效应的影响,建立完全无风险的供水体系是不经济的。每个区域都具有一定可接受的风险水平, I_r 指标用来描述该风险水平下,水资源需求能否得到有效满足。 r 的取值需要根据区域经济结构等因素来确定,如以灌溉农业为主的地区,可取 80%;而以城市为主要供水对象的区域,可取 95%甚至更高的水平(如连续缺水年情景)。在实际操作中,应根据各用水户对水资源需求保障的要求,考虑区域水资源系统实际情况,来具体确定。

在枯水条件下,可供水量小于多年平均水平,而因为灌溉需水的增加,需水量通

常会大于多年平均水平，所以 I_R 指标要小于 I_S 。如果该项指标小于 1，则代表区域出现缺水的概率大于可接受的水平。

4.2.3.3 水资源利用率指标

水资源利用率是描述人类用水对自然水系统影响程度的一个指标，具体计算公式如下：

$$I_U = \frac{U}{W}$$

式中， U 是多年平均水平下的区域实际用水量， W 是包括可利用入境水资源量在内的区域水资源总量。

该项指标用于描述区域用水对水资源系统的影响程度，也代表水资源可供进一步开发利用的潜力。在有关对全球水资源的评价中认为，该项指标低于 20% 时，水资源系统受到的影响较小；而当该参数大于 40% 时，区域处于较严重的水资源紧缺状态。但实际上，在很多缺水地区，该项指标远大于 40%，甚至超过 100%，以 40% 的指标作为统一标准并不合适。可根据区域水资源短缺程度，综合考虑人类与生态对水资源的需求，制定合理的生态目标，计算生态需水量，进而得到水资源开发利用的极限，确定水资源利用率等级划分标准。

在水资源决策中，通常以行政区为单元。本地水资源开发利用率，并不能真实反应人类用水对水资源系统的影响程度。建议使用 $BWAI$ 指标（见第二章），描述某一行政单元及其上游地区水资源开发对流域水资源的影响程度。

4.2.3.4 水资源利用效率指标

该项指标用于描述区域用水效率的高低。用水户分为农业、工业、生活与环境，其中前两者用水量通常占绝大部分。同时考虑到数据的可获取性，采用农业、工业两大系统的用水水平来代表整体水平，具体计算公式如下：

$$I_E = \frac{\alpha \cdot P_A + \beta \cdot P_I}{P_A + P_I}$$

式中， α 是农业用水有效利用系数； β 是工业用水重复利用率； P_A 、 P_I 分别为农业用水、工业用水占总用水量的比例。

在经济发展水平较高、水资源较为紧缺的地区， I_E 指标通常会比较高。如果 I_E 指标偏低，说明区域节水工作有待加强。

相对其它三个指标，水资源利用效率指标是更具开放性。在实际应用中，可根据数据的获取程度，加入其它指标来描述区域用水效率，如节水灌溉面积百分比、人均生活用水量、节水器具的推广程度、城市供水管网综合漏失率等。

4.2.4 水资源短缺风险评估与决策体系

根据如上 4 个指标，建立区域尺度水资源短缺风险分析、评估与决策框架，如表 4-1 所示。表 4-1 简明的阐述了如何根据 4 项指标的大小（综合考虑区域水资源及社会经济状况确立划分标准），分析区域风险问题，划定风险等级，并提出主要策略。

表 4-1 中，“问题”分析了区域水资源短缺主要风险问题，包括：1.供水可靠性低于可接受水平，容易出现水资源短缺（其中，1A 代表轻度，1B 代表中度，1C 代表重度）；2.水资源利用率过高，容易引发生态与环境问题；3.用水浪费，用水效率与水资源紧缺程度不相匹配。

“措施”阐述了解决风险的措施，包括：A.节约用水，控制水资源需求；B.加强水源建设（其中，B1.建设供水工程，增加供水能力；B2.通过建设多年调节水利工程、开发地下水源等加强多年调节能力；B3.在前两项基础上，积极开发雨水、微咸水、回用水等非常规水源；C.加强水资源管理与区域协调（其中，C1.区域内部的管理；C2.相邻区域间的水资源调配；D.改变经济结构适应水资源条件，或建设跨区域（流域）调水工程。

表 4-1 区域尺度水资源短缺风险评估与决策体系表

			I _U -		I _U =		I _U +	
			I _E +	I _E -	I _E +	I _E -	I _E +	I _E -
I _R +	I _S +	问题					2	2-3
		措施					A-C2	A-C2
I _R =	I _S +	问题	1A	1A	1A	1A-3	1A-2	1A-2-3
		措施	B1	A	B1	A	A-C2	A-C2
	I _S =	问题	1B	1B	1B	1B-3	1B-2	1B-2-3
		措施	B1	A-B1	B1	A	A-C2	A-C2
I _R -	I _S +	问题	1B	1B	1B	1B-3	1B-2	1B-2-3
		措施	B2	A-B2	B2-C1	A-B2	A-B2-C2	A-C2
	I _S =	问题	1C	1C	1C	1C-3	1C-2	1C-2-3
		措施	B2	A-B2	B2-C1	A-B2-C1	A-B3-C2	A-B3-C2
	I _S -	问题	1C	1C	1C	1C-3	1C-2	1C-2-3
		措施	B2	A-B2	B2-C1	A-B2-C1	A-B3-C2-D	A-B3-C2-D

注：1. “+”代表相应指标较高，“=”代表指标数值为中等水平，“-”代表指标较低，具体划定需要根据实际情况确定；
2. 表格填充颜色由浅至深分别代表“低风险”、“中风险”、“高风险”。

4.3 京津唐地区水资源短缺风险评估

4.3.1 水资源开发利用现状

京津唐地区包括北京市、天津市以及河北省唐山市、秦皇岛市、廊坊市、张家口市、承德市，总面积 13.1 万 km²，2005 年末常住人口 4791 万，区内人口集中、经济发达。京津唐地区大部分区域位于滦河及冀东沿海、海河北系水资源二级区，其它地

区分属西辽河、东北沿黄渤海诸河、内蒙古内陆诸河、海河南系。

京津唐地区是我国水资源最紧缺的地区之一，1956~2000 年多年平均水资源量 153.5 亿 m^3 ，人均水资源量仅 320 m^3 ，属于重度资源性缺水地区。2000 年全区用水量 134.5 亿 m^3 ，水资源开发利用率高达 87.6%。地下水超采严重，目前已经形成了以北京、唐山、廊坊为中心的浅层地下水超采区和以天津为中心的深层地下水超采区（任宪韶等，2007）。水资源的过度开发利用引发了一系列的生态与环境问题，包括洼淀萎缩及消失、河流断流、河口生态系统退化、地面沉降、海水入侵等。20 世纪 80 年代以来，京津唐地区水资源问题日益突出，原因主要有四点，一是区域用水量随着人口增长、经济发展与城市化有所增加；二是随着上游地区用水量的增加，区域外河流入境水量明显减少；三是流域下垫面的变化，显著减少了产流量；四是 20 世纪 80 年代以来，进入枯水周期，来水量减少。

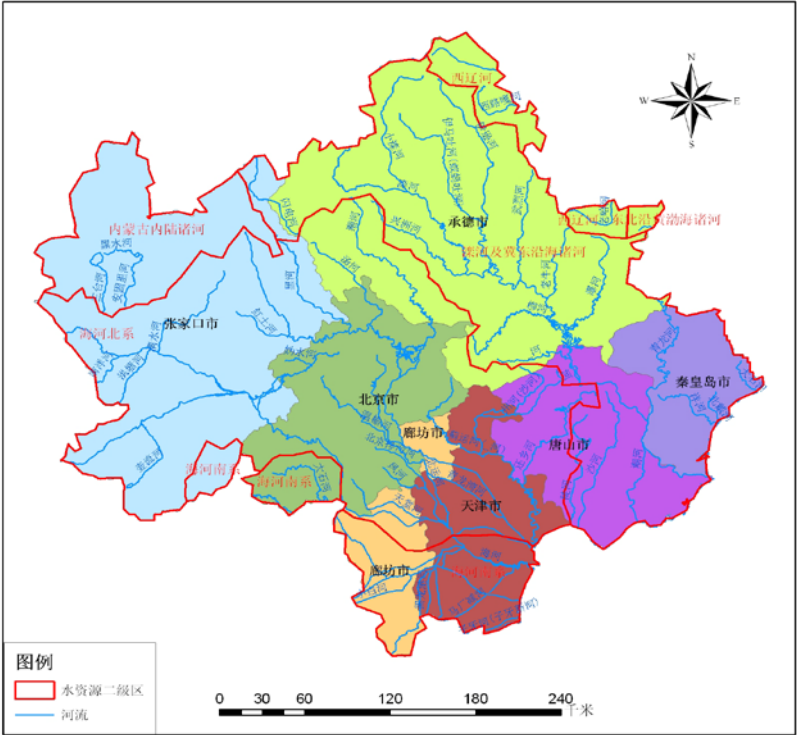


图 4-1 京津唐地区流域水系图

表 4-2 2000 年京津唐地区水资源开发利用状况

	水资源量 (亿 m^3)				供水量 (亿 m^3)				用水量 (亿 m^3)			
	地表水	地下水	重复量	总量	地表	地下	其它	总计	农业	工业	生活	总计
北京	17.7	25.6	5.9	37.3	13.3	27.2	0.0	40.4	16.5	10.5	13.4	40.4
天津	10.7	5.7	0.7	15.7	14.4	8.2	0.0	22.6	12.08	5.3	5.2	22.6
唐山	14.0	13.2	3.3	23.9	9.2	20.7	0.5	30.4	22.0	5.3	3.2	30.4
秦皇岛	13.1	7.1	3.7	16.5	3.2	5.7	0.3	9.1	6.7	1.2	1.1	9.1
廊坊	2.6	3.4	0.0	6.1	1.4	9.2	0.0	10.6	7.9	1.5	1.2	10.6

张家口	11.6	12.4	5.0	19.1	4.2	6.7	0.1	10.9	7.8	1.9	1.2	10.9
承德	34.1	14.1	13.3	34.9	5.7	4.6	0.0	10.4	7.7	1.5	1.2	10.4
合计	103.7	81.4	31.7	153.5	51.4	82.2	0.9	134.5	80.7	27.3	26.5	134.5

注：河北省各市水资源数据来源为河北省水资源规划（2004）

水资源已经成为制约京津唐地区社会经济发展的限制因素，在区域尺度上研究该地区的水资源短缺风险问题，可以为相关水资源规划、区域发展规划等政策与决策提供依据，对于促进区域可持续发展具有十分重要的意义。

4.3.2 水资源短缺风险评估

4.3.2.1 风险水平选取

20 世纪 90 年代末期以来，研究区范围内用水量逐渐趋于稳定（张士峰等，2003）。但由于水资源短缺导致供水不足，用水受到限制，用水量不能反应实际的水资源需求，未来用水量可能会进一步增加（任宪韶等，2007）。主要原因有两个，一是目前研究区用水水平较高，进一步节水的成本较高；二是区域人口增长、城市化带来新的用水需求。此外，生态问题日益受到重视，社会经济用水与生态用水之间的冲突也将加剧区域供水紧张局势。

本文第三章研究表明，中国水资源需求将与 2020 年达到顶峰，受水资源条件的限制，北方地区可能更早达到峰值。刘昌明等（2001）也认为，京津唐地区用水量将于 2020 年前后达到峰值。因此，选取 2020 年进行风险评估。

天然来水量越少，水资源可供水量越少，而需水量越大（需要更多的水资源用于灌溉），水资源供需矛盾越突出。由于建设成本的边际效应，建立完全无风险的供水体系是不经济的，每个区域都具有一定可接受的风险水平。当来水量低于该水平时，是可以接受发生缺水事件的。分析水资源保障可靠性指标时，需要根据区域用水用户的特征及其重要性，确立可接受的风险水平。

根据水资源条件与社会经济状况，河北省各市可接受的风险水平可以在 75~95% 之间选取。由于该地区主要河流上均有多年调节型水库，对水资源的年际调节能力较强，加上地下水、外调水等相对稳定的水源占供水量比例较高，区域水资源供给受天然来水丰枯条件影响较小。极端枯水（ $P=95\%$ ）情景发生时，可以发挥大型水库的多年调节功能，适当超采地下水，区域供水能力与一般枯水年（ $P=75\%$ ）相差不大。而两种来水保障率下，农业需水量相同，所以两种保证率下缺水程度相差不大。因此，在分析河北省各市水资源保障可靠性指标时，可接受的风险水平一致取为 75% 保证率来水情景。

与河北省各市相比，北京、天津两直辖市对水资源安全保障的要求更高。海河流域水资源具有连枯连丰的特点，连续枯水年发生时，大型水库调节能力降低，地下水更新量减少，水资源供需矛盾更加突出。选取连续枯水年作为北京、天津两市计算水资源保障可靠性指标时的风险水平。

4.3.2.2 可供水量与需水量

根据有关资料的研究成果（任宪韶等，2007；北京市南水北调工程建设委员会办公室，2008；河北省水利厅，2004），总结了 2020 年京津唐地区平水年（ $P=50\%$ ）、枯水年（ $P=75\%$ ）、连续枯水年三种情景下的可供水量（表 4-3）。各市可供水量是以现状工程条件、区域分水原则为基础，严格限制地下水超采，考虑外流域调水量与非常规水源开发后的最大区域可供水量。

根据研究区现状灌溉面积与灌溉定额，考虑节水灌溉技术的推广，参考了上述规划成果与有关研究论文（常淑玲等，2008），预测农业需水量如表 4-3 所示。结果表明，京津唐地区平水年农业需水量为 83.1 亿 m^3 ，与现状用水量基本一致。

按照“总量控制”的原则，以现状用水为基础，综合考虑未来工业发展，预测工业需水量，2020 年全区工业需水总量为 22.9 亿 m^3 ，相比 2000 年略有下降。以北京、天津两市 1997 年以来工业规模与工业用水发展历史看，在保障工业发展需要的同时，是可以实现工业用水零增长的。

根据各区域研究报告中对各市人口与城镇化率的预测成果，选取合理农村人均生活用水定额与城镇生活用水定额标准，预测生活需水量。2020 年全区生活需水总量为 32.9 亿 m^3 ，比 2000 年有较大提高。

参考有关规划成果，根据未来城市发展规模，预测生态需水量。2020 年全区生态用水量 6.9 亿 m^3 ，主要为城市河湖补水。

2020 年，京津唐地区在平水年（ $P=50\%$ ）需水总量 145.8 亿 m^3 ，可供水量为 177.8 亿 m^3 （包括入境水量、调水量、非常规水源，所以大于水资源总量）。除承德市供水略有不足外，其它行政区用水均能得到保障。

枯水年（ $P=75\%$ ）全区需水总量 155.1 亿 m^3 ，可供水量为 160.8 亿 m^3 ，水资源供需能够达到平衡。但各行政区间存在较大差异，唐山市、承德市供水缺口较大，需要在区域间进行协调。

当发生连续枯水情景时（取连续 10 年 75% 保证率水平），水资源供需矛盾进一步加剧，水资源条件较好的北京、天津两市需水量也不能得到全部满足。

表 4-3 2020 年京津唐地区多情景需水量与可供水量 亿 m^3

	平水情景						缺水情景			连续枯水情景	
	农业	工业	生活	生态	需水量	可供水量	农业	需水量	可供水量	需水量	可供水量
北京	12.8	5.5	14.1	3.2	35.6	50.6	14.5	37.3	44.8	37.3	38.4
天津	13.1	6.5	6.6	1.8	28.0	38.5	15.6	30.5	34.6	30.5	29.6
唐山	24.7	6.6	3.8	0.9	36.0	38.4	26.5	37.9	34.2		
秦皇岛	8.3	1.3	2.2	0.5	12.3	13.5	8.7	12.6	12.0		
廊坊	8.5	1.2	2.1	0.3	12.1	13.2	9.6	13.2	12.6		
张家口	8.7	1.0	2.3	0.1	12.0	14.5	9.9	13.3	13.9		
承德	7.1	0.8	1.9	0.1	9.9	9.1	7.5	10.3	8.7		
总计	83.1	22.9	32.9	6.9	145.8	177.8	92.4	155.1	160.8		

4.3.2.3 指标计算与等级划分

指标选取与等级划分标准如表 4-4 所示，具体说明如下：

- 1) $r\%$ 根据区域经济结构确定，通常城市、工业用水比重越高，此项取值越大。北京、天津取连续缺水情景，河北省各市取 75%来水条件。
- 2) I_S 与 I_R 两项指标判断为“高”的下限，按照区域供水管理能力选取，管理能力越强，区域内部调节水资源的能力越强，下限可适当取低。
- 3) I_U 选用 BWA_I 指数来描述，等级划分应根据流域水资源条件与社会经济发展状况来决定，具体如表 4-4 所示。
- 4) I_E 根据行政区的水资源紧缺程度与经济能力来选取。

表 4-4 指标选取与等级划分标准

	$r\%$	$I_S + / I_R +$	$I_S = / I_R =$	$I_S - / I_R -$	$I_U(BWA_I) +$	$I_U(BWA_I) =$	$I_U(BWA_I) -$	$I_E +$	$I_E -$
北京	连续缺水	>1.1	0.95-1.1	<0.95	<60	60-75	>75	>0.80	<0.80
天津	连续缺水	>1.1	0.95-1.1	<0.95	<60	60-75	>75	>0.80	<0.80
唐山	75%	>1.1	0.95-1.1	<0.95	<60	60-75	>75	>0.75	<0.75
秦皇岛	75%	>1.1	0.95-1.1	<0.95	<60	60-75	>75	>0.70	<0.70
廊坊	75%	>1.1	0.95-1.1	<0.95	<60	60-75	>75	>0.72	<0.72
张家口	75%	>1.15	0.95-1.15	<0.95	<60	60-75	>75	>0.65	<0.65
承德	75%	>1.15	0.95-1.15	<0.95	<60	60-75	>75	>0.65	<0.65

按照公式，计算 4 个指标，并按表 4-4 划分各项指标等级，如表 4-5 所示。

表 4-5 水资源风险评估指标计算及等级划分

	I_S		I_R		$I_U(BWA_I)$		I_E	
	指标	划分	指标	划分	指标	划分	指标	划分
北京	1.42	+	1.03	=	66.9	=	0.84	+
天津	1.38	+	0.97	=	69.6	=	0.82	+
唐山	1.06	=	0.90	-	63.0	=	0.75	+
秦皇岛	1.10	+	0.95	=	64.2	=	0.75	+
廊坊	1.09	=	0.95	=	55.3	+	0.75	+
张家口	1.21	+	1.05	=	65.7	=	0.70	+
承德	0.93	-	0.84	-	75.5	-	0.70	+

4.3.2.4 水资源短缺风险评估

根据表 4-5 的指标评价结果与表 4-1 所示的体系，确定京津唐地区水资源短缺风险评估与决策框架如表 4-6 所示，等级划分如图 4-2 所示。需要说明的是，解决措施并非完全按照表 4-1 中选取，这主要是因为各区域具有不同的特点，表 4-1 并不能涵盖所有内容，具体操作中需要根据区域特点合理调整。

表 4-6 2020 年京津唐地区水资源短缺风险评估与决策表

地区	存在问题	解决措施	备注
北京	1A	A-B3	✧ 问题：1.供水可靠性低于可接受水平，容易出现水资源短缺（1A 轻度，1B 中度，1C 重度）；2.水资源利用率过高，容易引发生态与环境问题；3.用水浪费，用水效率与水资源紧缺程度不相匹配。 ✧ 措施：A.节约用水；B.加强水源建设（B1.建设供水工程；B2.提高年际间调节能力；B3.开发非常规水源）；C.加强水资源管理与区域协调（C1.区域管理；C2.区域间调配）；D.改变经济结构适应水资源条件，或建设跨区域（流域）调水工程。 ✧ 填充颜色由浅至深分别代表“低风险”、“中风险”、“高风险”。
天津	1A	A-B3	
唐山	1C	A-B3-C2	
秦皇岛	1A	A-B2	
廊坊	1B-2	A-B3	
张家口	1A	A-B1	
承德	1C	B2-C2	

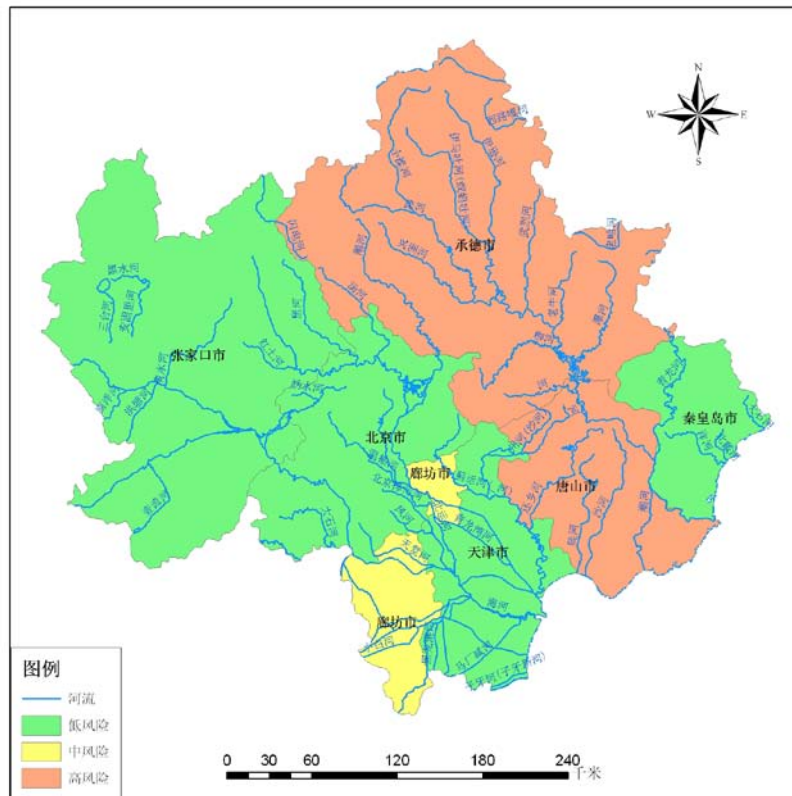


图 4-2 2020 年京津唐地区水资源短缺风险评价

根据南水北调东线工程二期规划与中线工程一期规划，2010 年后北京、天津两市分别可分配净水量 10.5 亿 m^3 、14.8 亿 m^3 ，两市水资源短缺状况将得到改观（可参见第二章评价结果）。此外，根据目前的规划，2020 年两市非常规水资源利用规模较大，进一步提高了水资源可供量。表 4-3 的预测结果显示，在平水年甚至枯水年，两市可供水量有较大富余，只有当发生连续枯水情景时，可供水量才略有不足。两市的水资源短缺风险水平为“低风险”，应进一步加强水资源管理，降低缺水事件发生的概率。具体措施包括节约用水，降低需水水平；开发非常规水源，增加可供水量；通过工程与管理措施，提高水资源年际调节能力。

唐山市水资源需求有所增长, 水资源供需矛盾突出, 枯水年需水不能得到满足, 风险水平为“高风险”。在进一步节水、开发非常规水源的同时, 应考虑加强区域间协调, 提高供水能力。

秦皇岛市水资源条件相对较好, 水资源短缺风险水平为“低风险”。水资源管理策略应以进一步加强节水、增大年际间水资源调节能力为主。

廊坊市可分配南水北调供水 2.5 亿 m^3 , 水资源短缺程度有所改观, 但缺水问题仍十分突出, 风险水平为“中风险”。因区位、工程、经济条件的制约, 区域水资源协调难度较大, 应以节水、非常规水源开发为主。

张家口、承德两市位于流域上游, 人均水资源占有量较高。但从流域全局来看, 两地区担负为下游地区供水的重任, 供水量增加受到限制。按现有的供水能力与区域水资源协调政策, 承德市将处于“高风险”水平。因下游京津地区水资源短缺状况有所改观, 应适当扩大上游两市供水规模。

4.3.2.5 水资源短缺管理

根据如上分析, 提出政策建议如下:

(1) 京津唐地区水资源具有受连丰连枯的特点, 发生连枯情景时, 水资源供需矛盾十分突出。可考虑逐步减少水稻等耗水型农作物种植面积, 限制耗水型工业发展, 并加强节水管理, 积极开发非常规水源, 控制用水需求。

(2) 南水北调工程供水后, 北京、天津两市水资源短缺状况有所改观, 应适当分水给河北省各市。根据表 4-3 预测结果, 建议于桥水库天津分水量由目前的 10 亿 m^3 减少为 6 亿 m^3 , 降低唐山市水资源短缺风险水平。通过建设供水工程, 适当提高张家口、承德两地供水能力。

4.4 小结

(1) 受数据和技术条件的限制, 建立机理模型研究区域尺度水资源短缺风险存在困难。模糊数学、灰色系统模型等数学方法, 缺乏明确的含义, 不利于应用于水资源管理决策中。本文在前人工作基础上, 发展了由水资源供给保障率指标、水资源保障可靠性指标、水资源利用率指标、水资源利用效率指标共 4 项指标构成的区域尺度水资源短缺风险评估与决策体系, 并以京津唐地区为例进行了分析。

(2) 南水北调工程供水后, 京津唐地区水资源短缺状况有所改观。根据水资源短缺风险评价, 按目前的区域水资源协调政策, 2020 年北京、天津、秦皇岛、张家口的风险水平为“低风险”, 廊坊市为“中风险”, 唐山市与承德市为“高风险”。受水资源条件的限制, 尽管该区用水效率较高, 但未来仍需加强节水。

(3) 京津唐地区水资源具有受连丰连枯的特点, 发生连枯情景时, 水资源供需矛盾十分突出。可考虑逐步减少水稻等耗水型农作物种植面积, 限制耗水型工业发展, 并加强节水管理, 积极开发非常规水源, 控制用水需求。

(4) 南水北调工程供水后, 北京、天津两市水资源短缺状况有所改观, 应适当分水给河北省各市。建议于桥水库天津分水量由目前的 10 亿 m^3 减少为 6 亿 m^3 , 降低唐山市水资源短缺风险水平。通过建设供水工程, 适当提高张家口、承德两地供水能力。

第五章 中国水资源短缺管理对策

20 世纪以来,世界水资源供需矛盾日益加剧,水资源的过度开发引起了诸多环境问题,水资源短缺逐渐成为全球性问题。世界各国通过各种工程措施、节水技术与管理手段,应对水资源短缺问题,主要包括三个方面:一是通过工程措施与管理手段,开发与管理地表、地下水资源,保障人类与环境用水;二是开发利用废污水、雨水、海水等非常规水源;三是通过宣传教育、技术推广、水价改革等手段,促进节约用水。2002 年,联合国教科文组织(UNESCO)发布《应对水资源短缺》报告,系统总结了应对水资源短缺的管理对策(Luis S Pereira, 2002)。

新中国成立以来,我国采用用水需求主导的水资源开发策略,用近乎免费的方式供给水资源,水的价值没有得到真实体现,用水浪费现象严重。进入 20 世纪 70~80 年代以来,水资源供需矛盾日益加剧,天津市甚至曾经因为缺水而采取工厂停产、人口疏散等紧急措施。另一方面,水资源的过度开发引起了地下水位下降、自然水体生态系统退化、荒漠化等环境问题。

近 30 年来,我国水资源专家在华北、西北等缺水地区开展了大量的研究工作,包括农业节水技术、非常规水源开发利用、水权改革与水价管理等。政府管理部门也采取了相应的工程和管理措施,应对水资源短缺问题。1998~2000 年,中国工程院组织 43 位院士和近 300 位院外专家,开展《中国可持续发展水资源战略研究》。针对我国水资源面临的问题,建议我国水资源总体战略为,以水资源的可持续利用支持社会经济可持续发展。其中,针对我国水资源短缺问题,建议“提高用水效率,建设节水高效的现代灌溉农业;实施截流优先,治污为本,多渠道开源的城市水资源可持续利用战略”。

本章拟在前三章工作的基础上,根据我国水资源短缺区域的实际情况,分析各种技术与管理措施在我国不同缺水地区应用的可能性。在此基础上,提出我国水资源短缺管理对策。

5.1 水资源短缺区域

缺水类型通常可分为资源型缺水、工程型缺水、水质型缺水。水质型缺水可以通过制定环境保护法规,加强污染治理加以解决,本文主要分析资源型缺水与工程型缺水地区。

论文第二章通过水资源丰富指数(BWAI),评价了我国各地区水资源对社会经济发展的支撑能力,并进行了等级划分。其中“极度缺水”与“高度缺水”地区表现特征为缺水事件多发,是资源型缺水地区。

我国工程型缺水主要位于工程条件差、建设难度大的地区,包括沿海地带与山区。其中,沿海地带河流源短流急,工程调蓄能力较差,容易发生阶段性缺水。内陆山区

人高水低、田高水低，虽然水资源丰富，但利用困难。

综合考虑水资源与社会经济因素，将我国水资源短缺地区分为北方平原缺水地区、西北干旱缺水地区、沿海城市与海岛、农村饮用水不安全地区 4 种类型，下面分别论述其水资源与社会经济特点。

5.1.1 北方平原缺水地区

包括黄淮海平原、辽河平原、关中平原、汾河谷地。在行政区上包括北京、天津、河北、河南、山东 5 省（市）大部分地区，辽宁中部地区、江苏北部地区、安徽北部地区，以及陕西、山西省部分地区。

以黄淮海平原 5 省市（不含江苏、安徽）为例，统计了社会经济与水资源开发利用情况（表 5-1）。5 省市人口密度 525 人/km²，是全国平均水平的 3.9 倍。人均耕地面积略低于全国平均水平，但土地资源条件较好，粮食单产较高，是我国主要粮食产区，对保障我国粮食安全具有重要意义。区内经济发达，人均 GDP 高于全国平均水平。全区人均水资源占有量仅 339m³，不足全国平均水平的 1/6；人均用水量为全国平均水平的 57%，但开发利用率高达 74.8%，水资源供需矛盾突出。而该区入境水资源量仅有黄河与海河水系上游来水，水量并不丰富，对缓解区域水资源短缺形势作用有限。

表 5-1 黄淮海平原各省市社会经济与水资源开发利用概况

	人口 数量 (万)	人口密度 (人/km ²)	城镇 化率 (%)	人均 GDP	人均耕 地面积 (亩/人)	水资 源量 (亿 m ³)	人均水 资源量 (m ³)	人均 用水量 (m ³)	开发 利用率 (%)	农业用 水比例 (%)
北京	1581	941	84.3	49781	0.3	37.3	236	220	93.2	35.1
天津	1075	951	75.7	40551	0.7	15.7	146	217	148.6	58.5
河北	6898	363	38.4	16904	1.5	204.7	297	297	100.1	74.7
河南	9392	562	32.5	13305	1.3	401.0	427	242	56.7	61.7
山东	9309	608	46.1	23716	1.2	298.9	321	243	75.7	75.0
全区	28255	525	43.0	20691	1.2	957.6	339	254	74.8	62.2
全国	129127	135	44.7	17894	1.5	27709.6	2146	442	20.6	63.2

注：人口、城镇化水平、GDP、用水量为 2006 年数据，耕地数据为 1996 年国土资源部调查数据。

其他地区社会经济、水资源利用状况与上述 5 省（市）类似，具有如下特点：1）降水量在 500~1000mm 之间，与全国平均水平相当，单位面积水资源占有量并不低；2）土地资源丰富，是我国主要粮食产区，河南、河北、辽宁、山东、江苏、安徽 6 省位列我国 13 个粮食主产省份，属于粮食输出省份；3）人口集中，经济发达，城市化水平较高；4）用水水平较高，人均用水量低于全国平均水平，但由于人均水资源占有量少，水资源开发利用率高，水资源短缺问题突出。

平原缺水地区人口集中，人均水资源占有量少，是典型的资源型缺水地区。这些

地区是我国粮食主产区，减少灌溉面积会威胁我国及世界粮食安全；现有水资源利用效率已处于较高水平，人均用水量与以色列等用水先进国家相近，进一步节水的潜力也十分有限。因此，这些地区应在加强节约用水的同时，积极开拓废污水、雨水、海水、苦咸水等非常规水源利用，有条件的地区，可考虑规划调水工程。

5.1.2 西北干旱缺水

包括宁夏、新疆两自治区大部分区域，甘肃省河西走廊，内蒙古西辽河流域、河套地区。西北干旱缺水地区降水量多在 400mm 以下，甚至低于 200mm，属于干旱、半干旱地区。

表 5-2 统计了 4 省区社会经济与水资源开发利用情况。由于人口密度较低，该地区人均水资源占有量并不低，甚至略高于全国平均水平。但人均水资源利用量高达 1191m³，是全国平均水平的 2.7 倍，水资源开发利用率高达 55%。水资源的过度开发，导致塔里木河、黑河等内陆河下游生态恶化，荒漠化问题突出；宁夏、内蒙河套地区虽然可以利用黄河水资源，但由于需要统筹考虑上下游用水，现状用水已达到甚至超过《黄河水量调度条例》、《黄河可供水量分配方案》中的分配指标。该区人均用水量高是因为人均耕地面积大，且灌溉比例高，灌溉用水多，占总用水量的 88.7%。

表 5-2 西北内陆各省区社会经济与水资源开发利用概况

	人口 数量 (万)	人口密度 (人/km ²)	城镇 化率 (%)	人均 GDP	人均耕 地面积 (亩/人)	水资 源量 (亿 m ³)	人均水 资源量 (m ³)	人均 用水量 (m ³)	开发 利用率 (%)	农业用 水比例 (%)
甘肃	2602	58	31.1	8750	2.9	267.3	1027	471	45.8	77.1
宁夏	604	91	43.0	11768	3.2	10.5	174	1294	743.7	92.5
新疆	2050	13	38.0	14855	2.9	832.0	4058	2594	63.9	91.5
内蒙古	2397	20	48.6	19990	5.1	546.8	2281	747	32.7	79.6
全区	7653	23	39.4	14144	3.6	1656.6	2165	1191	55.0	88.7
全国	129127	135	44.7	17894	1.5	27709.6	2146	442	20.6	63.2

注：人口、城镇化水平、GDP、用水量为 2006 年数据，耕地数据为 1996 年国土资源部调查数据。

该区是我国后备耕地资源分布最多的地区，4 省市宜农荒地面积占全国总量的 44.8%（石玉林等，2001）。由于位于干旱、半干旱地区，农业发展需要依靠灌溉。但受水资源条件的限制，应从现有用水量中节水。

5.1.3 沿海城市与海岛

主要包括沿海地带城市与海岛，特别是北方沿海地区城市及人口较多的岛屿。沿海地带降水资源丰富，但由于工程开发难度大，调蓄能力较差，容易发生缺水事件。

除南方少数地区外，大部分沿海地区水资源存在持续性或周期性缺水问题，其中青岛、烟台、天津、大连等北方沿海大城市的水资源短缺问题严重制约了地区经济和

社会发展（钱易等，2001）。我国有 6500 多个面积在 500m^2 以上的岛屿，大约 400 个有人居住，其中有长岛县、长海县、洞头县、南澳县、平潭县、舟山市（定海区、普陀区、岱山县、嵊泗县）、金门县、西沙群岛、南沙群岛、中沙群岛等县级以上行政区，由于蓄水工程开发难度大，大多存在严重的缺水问题。

受制于工程开发难度，沿海城市、岛屿水资源普遍调蓄能力不足，在干旱季节容易出现水资源短缺问题。有条件的地区，靠兴建跨流域调水工程、大型蓄水工程，加大节水和废水回用的力度等措施来缓解，但缺水问题仍十分严重。因此，在加大节水的同时，应进一步增加稳定性供水水源，缓解季节性缺水问题。

5.1.4 农村饮用水不安全地区

我国农村饮水安全问题较突出，全国农村存在大量的人口饮用水不安全。2004 年，国家发展与改革委员会、水利部、卫生部联合开展调查，根据当时执行的《农村饮用水卫生准则》，制定了调查的标准，结果表明全国有 3.2 亿人饮水不安全，其中 70% 为水质不达标，30% 为水量、方便程度、保证率不达标（李晶等，2006）。从当时水质和方便程度的调查资料分析，若按国家饮用水卫生标准，人数有 4 亿多人，比按《农村准则》多 8000 多万人；若按集中供水自来水入户统计，缺水人数有 5.8 亿左右（李仰斌，2009）。

近年来，农村饮水安全问题受到党中央、国务院的高度重视，水利部把解决农村饮水安全作为水利工作的首要任务，制定了总体规划，并采取有效措施，全力推进工程建设。按国务院批准的总体规划，计划到 2015 年全部解决农村现存的 3.2 亿人的饮水不安全问题。

5.2 加强节水管理

5.2.1 农业节水

我国人口占世界人口总量的 21%，耕地面积占世界耕地总量的 9%，人均耕地面积仅占世界平均水平的 45%。全国现有灌溉面积 5660万 hm^2 ，占全国耕地面积的 46%，灌溉比率高于世界平均水平（约为 20%），人均灌溉面积与世界平均水平相当。灌溉农业发展对保障我国粮食安全具有十分重要的意义，每年在占全国耕地面积 46% 的灌溉面积上生产的粮食占全国总量的 75%，生产的经济作物占 90% 以上（张敏等，2007；李代鑫，2007；陈兰生等，2008）。

但我国灌溉用水效率不高，与发达国家相比有较大差距。2007 年，我国灌溉水利用系数只有 0.475，远低于发达国家 0.7~0.8 的水平。从水资源生产效率讲，我国灌溉用水产出约 $1.1\text{kg}/\text{m}^3$ ，而发达国家通常可以达到 $1.8\text{kg}/\text{m}^3$ 以上。2007 年，全国农业用水量占总用水量的 61.9%，其中 90% 以上是灌溉用水量，是用水大户。灌溉水利用系数每提高 0.01，可节约 35 亿 m^3 水资源，节水潜力非常大（石玉林，2001；李代

鑫, 2007)。

我国灌区渠道以土渠为主, 渠道输水损失是灌溉用水浪费的主要原因, 据统计全国渠道输水损失占整个灌溉用水损失的 80% 以上, 农业灌溉用水在渠道输水过程中损失的水量相当于全国每年除农业用水外的其它各项用水量的总和。由于输水渠道长, 大、中型灌区输水损失更大, 2007 年平均灌溉水利用系数仅 0.430、0.433, 低于小型灌区 0.471 和纯井灌区 0.683 的水平 (李代鑫, 2007; 水利部农水司, 2009)。灌溉用水浪费, 特别是大型灌区的灌溉效率低下, 受到国家的重视, 国家“十一五”规划中要求, 2010 年要把灌溉水利用系数从 2005 年的 0.45 提高到 0.5。

自 1998 年起, 我国启动了大型灌区续建配套与节水改造建设, 以全国 434 处大型灌区的渠道改造作为重点。随着续建配套和节水改造的实施, 大型灌区灌溉用水有效利用系数都有明显增加, 特别是重点进行渠道防渗的北方灌区灌溉用水有效利用系数增幅明显。至 2007 年, 青铜峡灌区、河套灌区等灌溉水利用效率增幅均在 0.05, 节约了大量水资源 (赵勇等, 2009)。

从区域来看, 我国华北、东北地区灌溉水利用系数最高, 2007 年分别达到 0.575、0.532, 其次依次为东南地区的 0.495、西北地区的 0.458、中部地区的 0.432, 西南地区最低, 仅 0.387。

《节水灌溉工程技术规范》中规定, 达到节水灌溉工程标准时则大、中、小型和纯井灌区的灌溉用水有效利用系数应该分别达到 0.50、0.60、0.70 和 0.80, 现状灌溉用水有效利用系数与达到节水灌溉的能力要求还有较大差距。

我国在节水灌溉方式的发展上, 与国外发达国家也有很大差距。美国采用喷灌、滴灌等现在灌溉方式的灌溉面积占总灌溉面积的 27%, 法国为 47%。位于干旱地区的以色列, 水资源短缺问题突出, 政府采用管理体制、法规、经济和技术等综合措施, 对水的需求进行管理, 所有的灌溉农田都采用了喷灌和滴灌现代灌溉技术和自动控制技术, 其中滴灌面积占其全部灌溉面积的 2/3。以全国平均 $5500\text{m}^3/\text{hm}^2$ 的灌溉用水量在干旱地区获得了成功, 实现 92% 的农产品自给。我国现有喷灌面积 290 万 hm^2 , 微灌面积 70 万 hm^2 , 合计仅占灌溉总面积的 6%。高艳红等 (2003, 2005, 2007) 研究表明, 在我国西北干旱绿洲地区, 自压喷灌可以节水 50%~64%, 滴灌可以节水 34%~75%, 节水效果很好。且在 4~6 年的时间内就可以收回投资, 同其他灌溉方式相比, 具有省水、省肥、省人工的特点。针对我国干旱区水资源紧缺的现状, 喷灌和滴灌应该成为这些地区发展农业生产的主要灌溉方式。

5.2.2 工业节水

工业用水可分为能源工业用水和一般工业用水, 通常是除农业外的第二大用户, 特别是在人口集中的地区, 工业发达, 用水所占比例较高。工业节水不仅可以节约用水量, 而且可以减少污水排放量, 对改善环境具有重要意义。一般工业用水和生活用水使用同一供水体系, 两者具有竞争关系, 所以工业节水还有助于提高生活用水保

证率。

工业用水多为冷却用水和洗涤用水，被消耗的比例很小。如我国 2006 年工业用水总量 1344m^3 ，消耗水量只有 311m^3 ，耗水率为 23.1%，远小于 52.5% 的综合用水耗水率。未被消耗的水量，可以经过处理后再利用，减少新取用水量，降低污水排放量。

据国家环境保护部统计，2007 年全国工业用水重复利用率达到 82.0%，已经达到国际上较先进的水平。但不同地区间差异较大，缺水省份节水水平较高，其中天津市重复利用率达到 92.75%（2006 年）。丰水省份节水水平则普遍偏低，如江苏省、上海市 2007 年工业用水重复利用率只有 48.8%、34%。

天津市的实践证明，加强节水可以显著减少工业用水量，我国工业节水尚有很大潜力可挖。特别是在南方丰水省份，现状水体污染十分严重，应加强管理，促进工业节水，改善水环境。

5.2.3 生活节水

生活用水包括家庭生活用水和城市公共用水。其中公共用水包括政府机关、学校、医院、宾馆、餐饮、商业等行业的用水，用水量大小与城市的功能有关，通常旅游城市、商业城市的用水量较高。家庭生活用水主要影响因素是经济能力（用水房间、器具的多少影响用水量）和节水水平。

与发达国家相比，我国人均年生活用水量处于较低水平，但部分地区人均用水量较高，上海、广东、北京、广西、西藏等地区的人均年生活用水量均在 85m^3 以上。这与我国节水器具普及率低、城市管网漏失率高、节水意识不强有关。国外经验表明，使用节水喷头、节水马桶等节水设施，可使家庭生活用水量减少 34% 以上，而我国大部分城市的节水器具普及程度不高。我国城市供水管网跑、冒、滴、漏现象严重，全国平均综合漏失率在 15% 以上，距离发达国家 7% 的标准有较大差距。居民节水意识普遍不强，特别是政府机关、医院、宾馆、学校等部门，用水比较浪费（刘伟，2007；王莹，2008）。

我国人均水资源占有量少，现状开发利用程度已经很高，应加强宣传教育，通过制定合理水价、推广节水器具、施行生活用水定额管理等措施，促进生活节水。

5.3 非常规水源开发利用

5.3.1 海水直接利用

海水直接利用可以作为工业用水和大生活用水（冲厕），主要是作为工业冷却水。国外在这方面非常重视，日本年利用海水量在 3000 亿 m^3 左右，美国在 1500 亿 m^3 左右，欧洲在 2000 亿 m^3 左右。而我国在这方面刚起步，2006 年全国海水直接利用量仅 269 亿 m^3 ，主要作为火（核）电的冷却用水，与发达国家相比有较大差距。

我国海岸线长，具有利用海水资源的便利条件。特别是在沿海工业城市，用水总

量的 80% 为工业用水, 其中 70~80% 为工业冷却水, 使用海水代替淡水作为工业冷却水, 可以使淡水取用量减少一半, 有效缓解沿海城市的水资源紧缺状况。

5.3.2 海水淡化

海水淡化技术主要包括蒸馏法和反渗透法, 目前国外已经有了比较成熟的技术, 并被大量使用。目前, 世界已建海水淡化项目淡水海水量约为 0.32 亿 m^3/d 。在 2006 年世界水资源报告中, Gleick 统计了世界已建、在建海水淡化工程。其中, 日淡化能力在 10 万 m^3 以上的 120 座 (包括未建成项目, 统计截止时间为 2005 年初), 最大的为 88 万 m^3/d , 主要集中在中东地区和美国。

随着技术的发展, 海水淡化的成本逐渐降低。以色列 Ashkelon 海水淡化项目投资 2.5 亿美金, 年淡化海水量 1 亿 m^3 , 淡化成本为 0.52 美元/ m^3 , 是目前世界上成本最低的海水淡化项目。我国是世界上少数拥有海水淡化技术的国家之一, 目前国内能达到的水平是: 投资日处理能力在 1 万 m^3 的海水淡化厂, 产水成本低于 5 元/ m^3 (包括设备折旧和投资回报), 与南水北调工程的调水成本相当。

随着技术的进步, 海水淡化技术拥有越来越明显的优势, 我国应在有条件的沿海城市与海岛, 建设海水淡化工厂, 提供稳定性水源。天津海水淡化一期工程, 投资 7.5 亿元, 计划 2010 年建成, 日淡化能力为 10 万 m^3 , 是我国目前最大的在建海水淡化项目, 是我国沿海地区海水淡化产业发展的示范项目。2005 年, 发改委等部门制定《海水利用专项规划》, 提出到 2010 年, 全国海水淡化能力达到每天 80~100 万 m^3 , 2020 年达到 250~300 万 m^3 , 海水利用对解决沿海地区缺水问题的贡献率达到 26%~37%。

5.3.3 雨水资源利用

雨水利用指对天然降水的收集、存储并加以使用, 包括雨养农业、人畜生活供水以及城市雨洪利用等。在日本、美国、德国等国家, 城市雨水被收集用于绿化、生活杂用水、回补地下水等方面。

2006 年, 我国集雨工程水量为 9.7 亿 m^3 , 主要集中在华北、西北地区。我国华北地区, 降水量并不低, 而且具有多暴雨的特点, 收集雨水不仅可以减轻区域供水压力, 还可以减轻城市排水工程负担。收集雨水可用作工业用水、杂用水, 也可以对地下水进行回灌, 调节城市地下水的采补平衡。北京市怀柔区部分农户, 通过大棚收集雨水, 储存于地下储水池, 发展微灌生产蔬菜, 减少地下水开采量, 取得了良好的经济效益和社会效益。

在我国西北干旱地区, 农村饮水安全问题突出。就地收集雨水具有投资小的优点, 目前已在甘肃、宁夏、内蒙等地区的农村得到了应用。收集雨水解决饮水安全问题, 在我国黄土高原、西南岩溶高原、海岛均有推广价值 (钱易等, 2001)。

5.3.4 废水再利用

通过适当的水资源管理政策与处理技术,可以促进废水再利用,缓解用水供求压力。污水处理后,可以供农业灌溉或者工业生产使用,也可以用于地下水回补。其中,回收废水供农业灌溉的方式在全球范围内被普遍采用,直接或间接灌溉了大约 2000 万 hm^2 土地,占总灌溉面积的 7%。使用污水灌溉的缺点是容易引起严重的健康问题,特别是在发展中国家,由于缺乏相关技术和经济能力,污水灌溉给干旱地区人口带来了严重的健康威胁。

在废水再利用方面,以色列处于世界领先水平,有 2/3 以上的废水现在都已经经过处理再利用。多数废水经过国家供水公司根据严格的水质规则进行处理:低质量废水用于棉花等作物,而用于蔬菜灌溉或地下水补给的废水则按更高的治理标准进行。

虽然建设污水处理厂的成本较高,但增加灌溉用水可以带来巨大的社会效益。特别是在缺水地区,废污水灌溉可以缓解农业在水管理中面临的调整压力。2006 年,我国废水排放量达到 731t,而污水再利用量仅为 13 亿 m^3 ,发展潜力很大。在我国华北、西北、东北等缺水地区的城市周边区域,发展污水灌溉技术,可以有效缓解这些地区的供水压力。

5.4 工程建设

5.4.1 供水、调水工程

截止 2003 年,世界 15m 高以上的大坝有 49697 座,其中中国有 25800 座,占世界总量的一半以上。由于蓄水、供水工程建设相对完备,在我国大部分城市地区,工程设施并非供水的制约因素。但我国农村地区供水条件较差,采用集中供水的人口比例很低,饮水安全问题突出,全国有 3.2 亿人口饮水不安全。在我国供水体系建设中,应加强农村地区饮水安全工程建设为主。

我国区域间水资源条件差异很大,总体上南方地区丰水,北方地区缺水。在节约用水、非常规水源开发利用仍不能满足用水需求时,可考虑跨流域调水。如我国华北地区,从人均水资源占有量上看,接近于以色列的缺水程度,目前地下水超采的问题极为严重,跨区域调水解决水危机是一种可行的思路。南水北调东线、中线工程规划调水量超过 200 亿 m^3 ,可以有效缓解受水区的水资源短缺状况。

5.4.2 海洋水库

世界上第一座海洋水库是香港的船湾淡水湖,是在半月形海湾中用堤坝连接两岸而成,于 1968 年建成,工程耗资 4 亿港元。2004 年,新加坡在新加坡河河口修建 350m 长的堤坝,蓄存雨水资源,工程于 2008 年建成,耗资 2 亿美元。

建设海洋水库解决沿海地区缺水问题,为新加坡理工大学杨树清博士所倡导。在

《21 世纪中国和世界水危机及对策》一书中,杨树清论述了我国不同地区修建海洋水库的可行性,并以天津市为例进行了设计。天津市的设计方案与围海造田非常类似,修建总计 45km 长的围堤,围海 250km²,形成库容 25 亿 m³ 的海洋水库。杨树清认为海洋水库是 21 世纪的发展趋势及必然选择,能够彻底解决中国沿海地区缺水问题,本文作者对此存疑。

首先,海洋水库工程耗资巨大,香港、新加坡修建的海洋水库是通过堤坝连接两岸而成,但并非每个沿海城市都具有如此优良的工程条件(两岸为山或已有堤坝),杨树清为天津市设计的海洋水库需要在大海中修建长达 45km 的海堤,其成本将十分高昂,与海水淡化等方式相比,不具有竞争优势。

其次,中国现状河流污染严重,水体污染问题如何解决是不得不考虑的问题,还有海洋水库修建对河口地区生态系统的影响也有待研究。

最后,海洋水库并不适用于我国最缺水的北方沿海城市。香港、新加坡的降水资源丰富,水资源短缺的原因主要是雨水难以收集,海洋水库的本质相当于大型雨水收集工程,积蓄雨水资源。而我国北方沿海城市,降水量并不丰富,海洋水库只能选择大库容的修建方式,收集洪水资源,发挥多年调节功能(天津市方案正是如此)。由于蒸发量大于降水量,在水深有限的海洋水库,洪水资源能否保存到枯水年也是一个问题。此外,香港、新加坡的海洋水库库容只有数亿 m³,尚且需要数年时间使水库更新为淡水,天津市 25 亿 m³ 的水库,在水资源更新更加缓慢的北方地区,何时能够更新为可供利用的淡水也是问题。

本文作者认为,海洋水库的适用条件有限。在降水资源丰富,且工程条件具备的沿海城市与大型海岛,可以作为雨水收集工程来修建,但并不适合在全国大范围推广。

5.5 宏观管理策略

5.5.1 虚拟水战略

J. Allan (1994) 提出了虚拟水的概念,最初用来指代农产品生产过程中所消耗的水量,后来引申到粮食以外的产品。虚拟水战略指贫水国家或地区通过贸易的方式,从丰水国家或地区购买水资源密集型产品(主要指粮食),来获得水资源与粮食安全。虚拟水资源的概念提出以来,国内外很多学者对各种产品包含的虚拟水资源进行了估算,评估了虚拟水资源的流动方向和方式,据估计,2000 年全球虚拟水贸易量为 1.34 万亿 m³。

虚拟水战略被认为是解决区域水资源短缺问题的有效手段,但实际上其好处被过分夸大了(UNESCO, 2006)。在国际上,目前粮食出口大国(如美国)采用补贴的方式生产粮食,相当于对水资源进行了补贴,未来环境的损害可能会带来水资源管理方式的转变,会对粮食价格产生什么样的影响尚不清楚。粮食进口国(特别是贫穷国家)进口粮食的战略,相当于进口了发达国家的补贴,本国农业的竞争力下降,对农

村减贫十分不利，而且可能导致更加依赖于援助而不是进口。在国内，华北、西北等缺水地区的农业生产对保障我国粮食安全具有重要意义，实行虚拟水战略，势必威胁我国及世界粮食安全。

国内学者还根据投入产出等模型方法的分析结果，建议转变经济结构，将水资源从农业生产、重工业等耗水型产业转移到高附加值的生产领域，不仅可以降低用水量，而且可以创造更高的经济规模。将水资源从农业生产转移到为微芯片等高科技生产领域，显然可以创造更大的经济规模，这种理念看似完全合理，但也存在问题。没有任何研究表明高附加值工业的发展会由于与农业竞争用水而受到限制。大多数情况下，农业在任何竞争中都处于不利地位。对于耗水少、附加值高的产业，其制约因素并非水资源，忽略其它因素，以解决水资源短缺为目的的产业发展引导战略，是否能取得效果值得怀疑。

5.5.2 水资源统一管理

美国、日本、英国、法国、澳大利亚、以色列等发达国家都根据本国水资源特点，完善水资源管理法律体系，制定了适合本国国情的水资源管理体制，满足社会经济发展的水资源需求。具体表现为：强调水资源为国家所有，对各类水资源的使用权予以确认，根据具体情况确定用水优先次序，在宏观层面优化调配水资源。在国家行政管理层次上表现为按行政层次主体的纵向水管理体制；在流域层次上表现为实行以流域管理为主的横向管理体制；在行政区划上实行区域或城市为单元的用水全过程的水务统一管理体制（李晶等，2003）。

与国外相比，我国水资源管理体制落后，手段陈旧，管理理念跟不上时代发展的要求，相关的政策、法规也跟不上形势发展的需要。应根据国外的经验，确立水资源统一管理的法律地位，明确职责、权力，划清各类相关管理的权限，在有条件的地区建立城市水务管理体制，并逐渐推广；建立水权体制，在此基础上建立水市场，除基本生活用水需求、生态用水外，其它水量可以通过市场进行转让和交换；建立科学合理的水费征收方式及水价形式，按不同地区、不同季节、不同水源、不同行业制定水费征收形式和标准，促进水资源合理利用。水权是水资源管理的法律依据，水价则是管理的手段。近年来，我国以水权改革与水价调整为基础，对水资源管理体制改革进行了探索。《黄河可供水量分配方案》将黄河水量分配给 11 个省市；在石羊河流域试行水权制度改革，取得了良好的效果；部分城市建立了水务统一管理体制；开展梯级水价、用水定额方面研究。

5.6 小结

我国水资源短缺区域主要包括人口密集的北方平原缺水、灌溉农业发达的西北干旱缺水、调蓄能力低的沿海缺水以及工程型缺水的农村地区。针对水资源短缺

的实际状况，应首先转变水资源管理理念，由“以需定供”转变到“以供定需”。以水资源优化配置为核心，建立以市场经济为基础的管理体制，促进节约用水，达到水资源的供需平衡。具体包括：

（1）节约用水。节水不仅可以减少取水量，而且可以减少排污量，进而改善水环境，应作为我国水资源管理战略的重点。与国外发达国家相比，我国用水效率不高。农业灌溉用水渠系漏失严重，节水潜力很大；南方丰水地区工业用水浪费，加剧了水污染，应加强工业用水的循环利用，改善水环境；与英国、荷兰、丹麦等国家相比，我国生活用水也有较大的节水潜力。

（2）积极开发非常规水资源。在沿海城市地区城市与海岛，开展海水直接利用与海水淡化技术，减少淡水资源取用量；在北方缺水城市地区，与黄土高原区、海岛、石灰岩山区等工程型缺水地区，开发利用雨水资源，增加城市供水，解决农村饮水安全问题；在北方缺水城市，以污水灌溉为主要方式，发展废水再利用；有条件的地区，可以考虑跨流域调水工程。

（3）加强水资源统一管理。完善水资源管理法规体系，推行水资源统一管理。构建符合国情的水权体制，在此基础上建立水市场。建立科学合理的水价体系，促进水资源合理利用。

第六章 结论与展望

6.1 主要研究内容与结论

论文从我国水资源管理的实际需要出发,针对水资源短缺评价与管理中的难点问题,在水资源短缺评价、水资源需求预测、水资源短缺风险评价与水资源短缺管理对策方面开展了研究,主要结论有:

(1) 构建了可用于区域尺度的水资源短缺评价方法

功能区划、区域发展规划、城市发展指数评价等社会经济评价与规划中,需要一个简单的水资源指标,代表水资源对社会经济发展的支撑能力。但一直以来,由于流域水资源分配的问题没有得到解决,区域(次流域)尺度水资源评价存在困难。尤其是评价单元较多时,如何保证评价结果的客观性与可对比性,是现有研究中尚未解决的难点。

论文系统总结了国内外水资源短缺评价方法,分析了各种方法的优缺点及适用范围。针对区域(次流域)尺度水资源短缺评价的难点,提出了水资源丰富指数(BWAI),统筹考虑流域水资源。该指标概念明确,在区域尺度上具有计算的可行性,可以在不同尺度、不同地区之间比较。

根据全国水资源三级区的水资源量、用水量数据,评价了三级区尺度水资源丰富程度,并在此基础上评价了全国省、市、县级行政区的水资源丰富程度。评价结果与我国水资源短缺的实际状况一致,说明 BWAI 可以用来对比不同地区的水资源短缺程度。在社会经济评价与规划中, BWAI 可以作为水资源指标,代表水资源对社会经济发展的支撑能力。各行政区 BWAI 指标值见附表 2、附表 3。

以 BWAI 指标评价为基础,划分了县级行政区水资源短缺等级,并阐述了不同类型区的缺水特征。其中,极度缺水、高度缺水区域表现为持续性或周期性缺水,干旱缺水事件多发。全国共有极度、高度缺水县级行政单元 826 个,主要分布在黄淮海平原、渭汾河流域、河西走廊、宁夏、新疆塔里木河流域及天山北麓、辽河流域、松嫩平原中部、乌苏里江流域。两种类型区面积 327 万 km^2 , 占全国总面积的 34.2%; 区内水资源总量 2639 亿 m^3 , 占全国水资源总量的 9.5%; 区内人口 4.85 亿, 占全国总人口的 37.5%; 2005 年 GDP 总量 6.73 万亿元, 占全国 GDP 总量的 37.8%; 水资源开发利用量 2192 亿 m^3 , 占全国水资源开发利用总量的 38.2%。从缺水原因上看, 缺水区域可分为两种类型: 一种是由于人口集中, 导致人均水资源占有量不足, 主要集中在东部地区; 另一种是因为降水量偏少, 而灌溉农业发达, 人均用水量较高, 主要分布在西部省区。

以省级行政区为评价单元, 分析了南水北调工程对调水区和受水区的影响。结果表明, 2010 年东线二期工程与中线一期工程实现供水后, 受水区各省水资源条件将得到明显改善, 而对调水区的影响程度在可接受的范围内。

(2) 以发达国家用水历史发展规律为基础预测了我国水资源需求

水资源需求预测是规划建设蓄水、供水、调水工程设施的基础,是制定区域水资源政策的依据,具有十分重要的意义。然而,水资源需求的影响因素非常复杂,需水量预测是水资源学科中的难点。

本文在前人工作的基础上,分析了发达国家用水量的历史变化规律。其发展趋势表明,用水量并非随经济规模的增长而持续增长。一般当工业用水达到峰值时,用水总量也达到高峰,然后呈缓慢减少的趋势。

工业用水量与工业经济规模之间并没有明显相关关系,以工业经济规模为基础的预测值常常严重偏大。本文根据发达国家和我国发达省市的工业用水历史变化情况,发现工业用水量与第二产业就业人口有较明显的相关性,一般就业人口达到高峰时,用水量也达到峰值开始下降。根据发达国家的经验,工业化完成 10~20 年后,第二产业就业人口规模达到顶峰,工业用水峰值出现时间与此大致相同。

与农业用水、生活用水相比,工业用水的弹性更大。施行以水资源高效利用为目标的水资源管理体制,执行更严格的环境管理政策,可以促进工业节水,使工业用水量在二产就业人口达到高峰前停止增长,提前实现工业用水零增长。

在丰水地区,工业用水预测应以第二产业从业人口平均工业用水量为基础。缺水地区应以现状用水量为基础,实施“总量控制”的管理原则,限制耗水型工业发展,抑制工业用水增长。国外发达国家和我国华北经济发达省份工业用水发展历史表明,现状工业用水量是可以满足其工业发展需要的。

本文认为,随着工业化的发展,我国工业用水量将继续增加。在实施节水管理措施的基础上,我国工业用水高峰将于 2020 年出现,其规模为 1780 亿 m^3 ,比现状水平(2007 年)增加约 380 亿 m^3 ,增加部分主要集中在南方内陆丰水省份。

我国用水高峰也将出现在 2020 年左右,规模为 6500 亿 m^3 ,与现状相比,增加约 680 亿 m^3 。届时全国人均用水量 448 m^3 ,与现状水平相当。用水增加主要集中在南方内陆丰水省份、东北地区和华北地区。因为用水增长主要集中在丰水地区和南水北调受水区,用水增加不会显著加剧现有的水资源紧缺状况。

(3) 构建了区域尺度水资源短缺风险评价方法与框架体系

本文认为,区域水资源短缺风险管理的涵义为:在特定的空间区域内,分析由于干旱、人口与经济发展、用水管理等因素引发的水资源短缺事件发生的概率及其可能的影响,据此提出合理可行的风险管理措施,制定区域水资源宏观政策,提高区域水资源安全保障水平。

水资源短缺风险的已有研究主要集中在工程或城市供水风险分析方面,分析供水不足事件发生的概率及其破坏程度。相比工程、城市供水风险,区域尺度上水资源短缺风险的特征有所不同,影响因素也更加复杂,现有指标体系代表性较差。同时,在水资源相关问题的决策上,公众参与逐步成为大趋势。发展一种能为缺乏相关技术背景的官员、投资者、生态学家、经济学家以及普通大众所理解的技术手段,是给水资

源专家提出的现实要求。

在前人工作基础上,本文发展了由水资源供给保障率指标、水资源保障可靠性指标、水资源利用率指标、水资源利用效率指标共4项指标构成的区域尺度水资源短缺风险评估与决策体系,并以京津唐地区为例进行了分析。评价结果显示,南水北调工程供水后,京津唐地区水资源短缺状况有所改观。按目前的区域水资源协调政策,2020年北京、天津、秦皇岛、张家口的风险水平为“低风险”,廊坊市为“中风险”,唐山市与承德市为“高风险”。

京津唐地区水资源具有连枯连丰的特点,发生连续枯水情景时,蓄水工程与地下水年际调节功能降低,可供水量明显减少,即使在调水、节水等措施的基础上,仍存在较大供水缺口。因此,尽管该区用水效率较高,未来仍需加强节水。建议适当减少水稻等耗水型农作物种植面积,限制耗水型工业发展。南水北调工程供水后,北京、天津两市水资源短缺状况有所改观,可适当分水给河北省各市。建议于桥水库天津分水量由目前的10亿 m^3 减少为6亿 m^3 ,降低唐山市水资源短缺风险水平。通过建设供水工程,适当提高张家口、承德两地供水能力。

(4) 探讨了不同水资源管理对策在中国各区域应用的可行性

在对我国水资源短缺程度评价、需水量预测及区域用水特征分析的基础上,将我国缺水区域划分为北方平原缺水、西北干旱缺水、沿海城市与海岛、农村饮用水不安全地区4种类型。根据各种类型水资源短缺区域的实际情况,分析节水措施、非常规水源开发利用、工程建设与水资源宏观管理策略等水资源管理对策在不同缺水地区应用的可行性。在此基础上,提出我国水资源短缺管理对策。认为,我国水资源管理应首先实现“以需定供”到“以供定需”的理念转变,以水资源优化配置为核心,建立以市场经济为基础的管理体制,促进节约用水,实现水资源的合理利用。

全面加强节水。节水不仅可以减少取水量,而且可以减少排污量,进而改善水环境,应作为我国水资源管理战略的重点。与国外发达国家相比,我国用水效率不高。农业灌溉用水渠系漏失严重,利用系数偏低,喷灌、滴灌等节水灌溉方式的普及程度也远低于发达国家的水平,节水潜力很大。南方丰水地区工业用水浪费,加剧了水污染,应加强工业用水的循环利用,改善水环境。与英国、荷兰、丹麦等国家相比,我国生活用水也有较大的节水潜力。

积极开发非常规水资源。在沿海城市地区城市与海岛,开展海水直接利用与海水淡化技术,减少淡水资源取用量。在北方缺水城市地区,黄土高原、海岛、石灰岩山区等工程型缺水地区,开发利用雨水资源,增加城市供水,解决农村饮水安全问题。在北方缺水城市,以污水灌溉为主要方式,发展废水再利用。有条件的地区,可以考虑跨流域调水工程。

加强水资源统一管理。与国外发达国家相比,我国水资源管理体制落后,相关政策、法规也跟不上形势发展的需要。应根据国外的经验,完善水资源管理法规体系,推行水资源统一管理。构建符合我国国情的水权体制,在此基础上建立水市场。建立

科学合理的水价体系，促进水资源合理利用。

6.2 论文创新点

(1) 针对区域（次流域）尺度水资源短缺评价的难点，提出了水资源丰富指数（BWA_I）。指标概念明确，结果合理，便于在不同尺度、不同地区之间比较，可以代表水资源对社会经济发展的支撑能力。评价了三级区及省、市、县三级行政区的水资源丰富程度，结果可在水资源规划、决策制定以及社会经济评价中使用。

(2) 揭示了工业用水量与第二产业从业人口规模之间的关系，并分析了节水水平（主要取决于水资源短缺程度以及对环境的重视程度）对工业用水峰值出现时间的影响。判断我国工业用水量将于 2020 年左右达到高峰，规模为 1820 亿 m³，增加部分主要集中在南方内陆丰水省份。

(3) 发展了由水资源供给保障率、水资源保障可靠性、水资源利用率、水资源利用效率 4 项指标构成的区域尺度水资源短缺风险评估与决策体系，以京津唐地区为例进行了分析。建议南水北调工程通水后，引滦入津规模由目前的 10 亿 m³ 减少为 6 亿 m³，提高唐山市供水能力；适当加强张家口、承德 2 市的供水保障体系建设。

6.3 不足与下一步工作

(1) 水资源丰富指数较好的描述了水资源可供给量与社会经济用水需求之间的矛盾。下一步工作中，准备将生态需水纳入评价体系，构建水资源压力指数，评价区域水资源是否能够同时满足社会经济与环境的用水需求。该项指数代表社会经济用水对环境需水的胁迫，可以应用于干旱、半干旱地区水资源利用规划，以及相关生态与环境评价中。

(2) 在京津唐地区水资源短缺风险评价中，本文采用了框架性的评估与决策指标体系。框架性体系的优点是利于理解，方便在宏观决策中采用。但由于考虑的因素较少，框架性决策体系难以提供有针对性的具体措施。在下一步工作中，准备划分该地区的水源与用水区（用水体），建立各水源与用水区（用水体）之间的关系，通过构建多目标分析模型，采用蒙特卡洛方法模拟各用水区（用水体）缺水事件发生的概率及其影响程度。这种模型的优点是方便设计不同情景进行模拟，进而得到区域水资源管理的最优方案。模型的难点是需求数据量大，而且水源与用水区（用水体）之间供水关系相当复杂。本文作者正在进一步收集相关资料，准备对京津唐地区水资源短缺风险进行更深入的研究。

参考文献

- [1] A Iglesias, L Garrote, F Flores, et al. Challenges to Manage the Risk of Water Scarcity and Climate Change in the Mediterranean . *Water Resources Management*, 2007, 21:775-788.
- [2] A Iglesias, M Moneo, L Garrote, et al. Drought and water scarcity: current and future vulnerability and risk . In: A Garrido, M R Llamas (eds.). *Water policy in Spain, resources for the future* . Washington, DC, 2006.
- [3] A Kawamura, T Merabtene, K Jinno. Development of Integrated Decision Support System for the Water Supply System in Fukuoka, Japan . In: *Water 99 Joint Congress. 25th Hydrology & Water Resources Symposium, 2nd International Conference on Water Resources & Environment Research* ; Barton, ACT: Institution of Engineers, Australia, 1999. 341-347.
- [4] A Vickers. *Handbook of water use and conservation*. Amherst, USA: WaterPlow Press, 2001
- [5] AR Alamarah, AA Isayed, MA Mughli. Using Socio-economic Indicators for Integrated Water Resources Management- Case Study of Palestine. In: Hillel Shuval, Hassan Dweik (Eds.), *Water Resources in the Middle East Israeli-Palestinian Water Issues - From Conflict to Cooperation*. Springer, 2007, pp331-339.
- [6] CA Sullivan, J Meigh, P Lawrence Application of the Water Poverty Index at Different Scales: A Cautionary Tale. *Water international*, 2006, 31(3):412-426.
- [7] CA Sullivan, J Meigh. Integration of the biophysical and social sciences using an indicator approach. *Water resources management*, 2007, 21:111-128.
- [8] CA Sullivan, JR Meigh, AM Giacomello, et.al. The Water Poverty Index: Development and application at the community scale. *Natural Resources Forum*, 2003, 189-199.
- [9] CA Sullivan, JR Meigh, TS Fediw. *Derivation and Testing of the Water Poverty Index Phase 1*. Oxon: CEH Wallingford, 2002.
- [10] CA Sullivan. Calculating a Water Poverty Index . *World Development*, 2002, 30(7):1195-1211.
- [11] CA Sullivan. Calculating a water poverty index. *World development*, 2002, 30(7):1195-1210.
- [12] CJ Vorosmarty, P Green, J Salisbury, et.al. Global Water Resources: Vulnerability from Climate Change and Population Growth. *Science*, 2000, 289:284-288.
- [13] D Seckler, R Barker, U Amarasinghe. Water scarcity in the twenty-first century. *International Journal of Water Resources Development*, 1999, 15(1):29-42
- [14] D Seckler, U Amarasinghe, DJ Molden, et.al. *WorldWater Demand and Supply, 1990 to 2025: Scenarios and Issues*. IWMI Research Report 19. IWMI, Colombo, Sri Lanka. 1998.
- [15] DD Baumann, J Boland, WM Hanemann. *Urban water demand management and planning* (刘俊良, 高永, 译). 北京: 华工工业出版社, 2005.
- [16] DP Bedford. International water management in the Aral Sea basin. *Water international*, 1996, 21(2):63-69.
- [17] FJ Martin-Carrasco, L Garrote. Drought-induced Water Scarcity in Water Resources Systems . O.F. Vasiliev et al. (eds.). *Extreme Hydrological Events: New Concepts for Security* . 2006, 301 - 311.

- [18] FR Rijsberman. Macro-scale water scarcity requires micro-scale approaches. Aspects of vulnerability in semi-arid development. *Natural Resources Forum*, 1989, 13(4):258-67.
- [19] FR Rijsberman. Water scarcity: Fact or fiction. *Agricultural water management*, 2006, 80:5-22.
- [20] G Fishelson. The allocation and marginal value product of water in Israeli agriculture. *Water and peace in the Middle East: proceedings of the First Israeli-Palestinian International Academic Conference on Water*, Zurich, Switzerland, 10-13 December 1992.
- [21] GK Pitman. Bridging troubled waters: assessing the World Bank water resources strategy. Washington DC: The world bank, 2002.
- [22] Hashimoto, T Stedinger, JR Loucks, DP. Reliability, Resiliency, and Vulnerability Criteria for Water Resource System Performance Evaluation. *Water Resources Research*, 1982, 18(1):14-20.
- [23] HJ Fowler, C G Kilsby, P E O'Connell. Modeling the impacts of climatic change and variability on the reliability, resilience, and vulnerability of a water resource system. *Water Resources Research*, 2003, 39(8):1222-1232.
- [24] I Seyam, H Savenijel, J Aerts, et.al. Algorithms for water resources distribution in international river basins *Physics and Chemistry of the Earth(B)*, 2000, 25(3):309-314.
- [25] I Small, J Meer, R Upshur. Acting on an Environmental Health Disaster: The Case of the Aral Sea. *Environmental Health Perspectives*, 2001, 109(6):547-549.
- [26] IA Shiklomanov, JC Rodda. World water resources at the beginning of the twenty-first century. University of Cambridge, UK, 2003
- [27] IA Shiklomanov,. The world's water resources. In: *Proceedings of the International Symposium to Commemorate 25 Years of the IHP, UNESCO/IHP*, 1991, Paris, France, pp. 93-126.
- [28] IA Shiklomanov. World Water Resources: An Appraisal for the 21st Century. IHP Report. UNESCO, 1998.
- [29] ILA. The Law of Non Navigational Use of the Waters of International Rivers, adopted by the International Law Association at the 52nd conference, Helsinki, 20th August 1996. The International Law Association, London. 1996
- [30] J Alcamo, P Doll, F Kaspar, et.al. Global change and global scenarios of water use and availability: an application of WaterGAP 1.0. University of Kassel, CESR, Kassel, Germany. 1997.
- [31] J Alcamo, P doll, T Henrichs, et.al. Development and testing of the waterGAP 2 global model of water use and availability. *Hydrological Sciences Journal/Journal des Sciences Hydrologiques*, 2003, 48(3):317-338.
- [32] J Alcamo, T Henrichs, T Rosch. World water in 2025: global modeling and scenario analysis. In: Rijsberman, F.R. (Ed.), *World Water Scenarios Analyses*. World Water Council, Marseille, France.2000.
- [33] J Alcamo, T Henrichs, T Rosch. World water in 2025: global modeling and scenario analysis. In: R Rijsberman (Eds.). *World Water Scenarios Analyses*. London, UK: Earthscan Publications, 2000.
- [34] JP Ericson, CJ Vörösmarty, SL Dingman, et.al. Effective sea-level rise and deltas: causes of change and human dimension implications. *Global and Planetary Change*, 2006, 50(12):63-82.
- [35] JT Winpenny. Managing Water Scarcity for Water Security (Prepared for FAO).

- <http://www.fao.org/ag/agl/aglw/webpub/scarcity.htm>. 1996.
- [36] K Jinno, Xu Zongxue, A Kawamura, et al. Risk Assessment of a water supply System during Drought. *Water Resources Development*, 1995, 11(2):185-204.
- [37] L Jin, W Young. Water use in agriculture in China: importance, challenges, and implications for policy. *Water policy*, 2001, 3(3):215-228.
- [38] L Ohlsson, B Appelgren. *Water and Social Resource Scarcity*. Rome, Italy: FAO Issue Paper, 1998.
- [39] L Ohlsson. *Environment, Scarcity and Conflict: A Study of Malthusian Concerns*. Department of Peace and Development Research [Doctoral thesis]. Sweden: University of Gothenburg, 1999.
- [40] L Ohlsson. *Water and Social Resource Scarcity*. FAO Issue Paper. FAO, Rome, Italy, 1998.
- [41] LR Brown, B Halweil. China's water shortage could shake world food security. *World Watch*, 1998, 11(4):10-6.
- [42] LR Brown. *Who will feed China? Wake-up call for a small planet*. New York: W.W. Norton & Company, 1995.
- [43] M Falkenmark, J Lundquist, C Widstrand. Macro-scale water scarcity requires micro-scale approaches: aspects of vulnerability in semi-arid development. *Natural Resources Forum*, 1989, 13(4):258-267.
- [44] M Falkenmark, J Rockström. *Balancing water for humans and nature: the new approach in ecohydrology*. London: Earthscan, 2004.
- [45] M Spoor. The Aral Sea Basin Crisis: Transition and Environment in Former Soviet Central Asia. *Development and Change*, 1998, 29(3):409-435.
- [46] MD Kumar, OP Singh. Virtual water in global food and water policy making: Is there a need for rethinking?. *Water Resources Management*, 2005, (19):75-789.
- [47] P Gleick. A Human Right to Water. *Water Policy*, 1998, 1(5):487-503.
- [48] P Gleick. Basic water requirements for human activities: meeting basic needs. *Water International*, 1996, 21:83-92.
- [49] P Gleick. Global Freshwater Resources: Soft-Path Solutions for the 21th Century. *Science*, 2003, 302:1524-1528.
- [50] P Gleick. The Changing Aater Paradigm: A look at Twenty-first Century Water resources Development. *Water International*, 2000, 25(1):127-138.
- [51] P Gleick. *The World's Water 1998-1999: The Biennial Report On Freshwater Resources*. Washington DC: Island Press, 1998.
- [52] P Gleick. *The World's Water 2000-2001: The Biennial Report On Freshwater Resources*. Washington DC: Island Press, 2000.
- [53] P Gleick. *The World's Water 2002-2003: The Biennial Report On Freshwater Resources*. Washington DC: Island Press, 2002.
- [54] P Gleick. *The World's Water 2004-2005: The Biennial Report On Freshwater Resources*. Washington DC: Island Press, 2004.
- [55] P Gleick. *The World's Water 2006-2007: The Biennial Report On Freshwater Resources*. Washington DC: Island Press, 2006.
- [56] P Gleick. *The World's Water 2008-2009: The Biennial Report On Freshwater Resources*.

- Washington DC: Island Press, 2008.
- [57] P Gleick. Water in crisis: Paths to sustainable water use. *Ecological Applications*, 1998, 8(3):571-579.
- [58] P Gleick. Water management: Soft water paths. *Nature*, 2002, 418:373.
- [59] P Lawrence, J Meigh, CA Sullivan. The Water Poverty Index: International comparisons. KERP, 2002[OL]. <http://www.keele.ac.uk/depts/ec/kerp>.
- [60] P Raskin, P Gleick, P Kirshen et.al. Water Futures: Assessment of Long-range Patterns and Prospects. Stockholm Environment Institute, Stockholm, Sweden. 1997.
- [61] PP Micklin. Desiccation of the Aral Sea: a water management disaster in the Soviet Union. *Science*, 1988, 241:1170-1176
- [62] PR Hunter, JM Colford, MW LeChevallier, et.al. Panel on Waterborne Diseases: Panel Summary from the 2000 Emerging Infectious Diseases Conference in Atlanta, Georgia. 2000, [OL]. http://www.cdc.gov/ncidod/eid/vol7no3_supp/hunter.htm.
- [63] R Jones, B Preston, C Brooke, et al. Climate change and Australian water resources: first risk assessment and gap analysis [M]. Canberra, Australian: Australian Greenhouse Office and the National Water Commission, 2007.
- [64] RN Jones, A B Pittock. Climate change and water resources in an arid continent: Managing uncertainty and risk in Australia. In: M Beniston (eds.). *Climatic Change – Implications for the Hydrological Cycle and for Water Management*. Amsterdam, Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 2002. 465–501.
- [65] RN Jones, C M Page, N Herron, et al. Climate change and the risk to long-term water supply in the Murray-Darling Basin. In: Australian Water Association. *Proceeding of 2001 A Water Odyssey*. 2001.
- [66] RN Jones, C M Page. Assessing the Risk of Climate Change on the Water Resources of the Macquarie River Catchment. In: F Ghassemi, P Whetton, R Little, et.al (eds.). *Integrating Models for Natural Resources Management across Disciplines, issues and scales (Part 2)*. Modsim 2001 International Congress on Modelling and Simulation, Modelling and Simulation Society of Australia and New Zealand, Canberra, 2001. 673-678.
- [67] S Postel. *Pillar of sand: Can the irrigation miracle last?*. Washington DC:WW Norton & Company, 1999.
- [68] SDM Mlote, CA Sullivan, J Meigh. Water poverty index: a tool for integrated water management. 3rd WaterNet/Warfsa Symposium 'Water Demand Management for Sustainable Development', Dar es Salaam, 2002.
- [69] T Merabtene, A Kawamura, K Jinno, et al. Risk assessment for optimal drought management of an integrated water resources system using a genetic algorithm. *Hydrological Processes*, 2002, 16:2189-2208.
- [70] Taikan Oki, Shinjiro Kanae. Global Hydrological Cycles and World Water Resources. *Science*, 2006, 313:1068-1072.
- [71] TM Godbout. Employment change and sectoral distribution in 10 countries, 1970-90. In: *Monthly Labor Review*, 1993, 116(10):2-20.

- [72] UN. Human development report 2006, Beyond scarcity: Power, poverty and global water crisis. New York: UNDP, 2006.
- [73] UNEP. Declaration of the United Nations Conference on the Human Environment, Stockholm, 1972.
- [74] UNESCO. Coping with water scarcity. UNESCO, Paris, 2002.
- [75] UNHCR. CIS Conference on Refugees and Migrants, 30–31 May 1996, Geneva, Switzerland. Geneva: United Nations High Commissioner for Refugees, 1996.
- [76] V Komnienic, R Ahlers, P Zaag. Assessing the usefulness of the water poverty index by applying it to a special case: Can one be water poor with high levels of access. Physics and Chemistry of the Earth, (In Press).
- [77] WHO. Community Water Supply and Sanitation: Needs, Challenges and Health Objectives. 48th World Health Assembly, A48/INEDOC./2, April 28, 1995, Geneva, Switzerland.
- [78] WHO. Our Planet, our Health: Report of the WHO Commission on Health and Environment. Geneva, Switzerland: WHO, 1992.
- [79] WHO. Water Sanitation and Health. http://www.who.int/water_sanitation_health/hygiene/en/. 2003.
- [80] WHO/UNICEF. Meeting the MDG drinking water and sanitation target: the urban and rural challenge of the decade. WHO/UNICEF Joint Monitoring Programme for Water Supply and Sanitation. Geneva: World Health Organization and New York: UNICEF, 2006.
- [81] WJ Cosgrove, F R Rijsberman. World Water Vision: Making Water Everybody's Business [M]. London, UK: Earthscan Publications, 2000.
- [82] WWF. World's top 10 rivers at risk. Gland, Switzerland: WWF International, 2007.
- [83] Xu Zongxue, K Jinno, A Kawamura, et al. Performance Risk Analysis for Fukuoka Water Supply System [J]. Water Resources Management, 1998, 12:13-30.
- [84] 白和金, 王一鸣, 杜平. 北方地区工业结构调整和水资源供需趋势研究. 北京: 中国计划出版社, 2003.
- [85] 北京市南水北调工程建设委员会办公室. 北京市南水北调配套工程总体规划. 北京: 中国水利水电出版社, 2008.
- [86] 常淑玲, 尤学一. 天津市需水量预测研究. 干旱区资源与环境, 2009, 22(2):14-19.
- [87] 畅明琦, 刘俊萍, 黄强. 突发性水资源安全风险. 河海大学学报 (自然科学版), 2007, 35(3):281-285.
- [88] 陈佳贵, 黄群慧, 钟宏武. 中国地区工业化进程的综合评价与特征分析. 经济研究, 2006, (6):4-15.
- [89] 陈佳贵, 黄群慧. 工业发展、国情变化与经济现代化战略——中国成为工业大国的国情分析. 中国社会科学. 2005, (4):4-17.
- [90] 陈佳贵, 黄群慧. 工业现代化的标志、衡量指标及对中国工业的初步评价. 中国社会科学, 2003, (3), 81-92.
- [91] 陈家琦, 王浩. 水资源学概论. 北京: 中国水利电力出版社. 1997
- [92] 陈兰生. 土地的警告. 经济参考报. 2008年6月27日.
- [93] 陈亚宁, 李卫红, 张元明, 等. 新疆塔里木河水资源开发利用与生态保育对策. 资源科学.

- 2004, 26(增). 74-80.
- [94] 崔远来, 李远华, 陆垂裕. 灌溉用水有效利用系数尺度效应分析. 中国水利, 2009, 待刊.
- [95] 丁大发, 吴泽宁, 王海政. 黄河流域水资源多维临界调控风险估计. 人民黄河, 2003, 25(1):44-45.
- [96] 方红远, 程吉林, 陈平, 等. 干旱期水资源系统供水风险指标实用性分析. 水资源与水工程学报, 2006, 17 (4) :1-5.
- [97] 冯平. 供水系统干旱期的水资源风险管理. 自然资源学报, 1998, 13(2) :139 144
- [98] 傅湘, 陶涛, 王丽萍, 等. 防洪风险决策模型的应用研究. 水电能源科学, 2001, (2):15-18.
- [99] 傅湘, 王丽萍, 纪昌明. 防洪减灾中多目标风险决策优化模型. 水电能源科学, 2001, (1):36-39.
- [100] 傅湘, 王丽萍. 防洪减灾风险管理研究综述. 水利水电科技进展, 2001, (1):11-15.
- [101] 高峰, 黄修桥, 王景雷, 等. 渠道防渗与灌溉用水有效利用系数关系分析. 中国水利, 2009, 待刊.
- [102] 国家计委, 水电部. 黄河可供水量分配方案. 1987.
- [103] 韩晓卓, 李自珍, 张克斌, 等. 水资源系统生态风险的分析与评价——以香日德绿洲地区为例. 中国水土保持科学, 2005, 3(2):113-118.
- [104] 韩宇平, 李志杰, 赵庆民. 区域水资源短缺风险决策研究. 华北水利水电学院学报, 2008, 29(1):1-3.
- [105] 韩宇平, 阮本清, 解建仓. 水资源系统风险评估研究. 西安理工大学学报, 2003 , 19(1) :41-45
- [106] 韩宇平, 阮本清, 汪党猷. 区域水资源短缺的多目标风险决策模型研究. 水利学报, 2008, 39(6):667-673.
- [107] 韩宇平, 阮本清. 区域供水系统供水短缺的风险分析. 宁夏大学学报(自然科学版), 2003, 24(2): 129-133.
- [108] 韩宇平, 阮本清. 水资源短缺风险经济损失评估研究. 水利学报, 2007, 38(10):1253-1257.
- [109] 韩宇平, 阮本清. 水资源短缺风险经济损失评估研究. 水利学报, 2007, 33(10):1253-1256.
- [110] 韩宇平, 许拯民. 区域水资源短缺风险调控研究. 河北工业大学学报, 2007, 24(4):81-84.
- [111] 韩宇平. 水资源短缺风险管理理论与实践. 郑州: 黄河水利出版社, 2008.
- [112] 韩宇平. 水资源短缺风险管理研究. 学位论文: 西安理工大学. 2003.
- [113] 河北省水利厅. 河北省水资源评价. 河北省水利厅, 2004.
- [114] 胡国华, 夏军. 风险分析的灰色-随机风险率方法研究. 水利学报. 2001, (4):1-6.
- [115] 黄明聪, 解建仓, 阮本清, 等. 基于支持向量机的水资源短缺风险评价模型及应用. 水利学报. 2007, 38(3):255-259.
- [116] 黄强, 畅建霞. 水资源系统多为临界调控的理论与方法. 北京:中国水利水电出版社, 2007.
- [117] 黄强, 苗隆德, 王增发. 水库调度中的风险分析及决策方法. 西安理工大学学报, 1999, 15(4) :6-10.
- [118] 贾绍凤, 张士峰, 杨红, 等. 工业用水与经济的关系——用水库兹涅茨曲线. 自然资源学报, 2004, 19(3):279-284.
- [119] 贾绍凤, 张士峰. 中国的用水何时达到顶峰. 水科学进展, 2000, 11(4):470-477.
- [120] 贾绍凤. 工业用水零增长的条件分析——发达国家的经验, 2001, 20(1):51-59.

- [121] 柯礼丹. 全国总用水量向零增长过渡期的水资源对策研究——兼论南水北调工程的规划基础. 地下水, 2001, 23(3):105-112.
- [122] 柯礼丹. 人均综合用水量方法预测需水量——观察未来社会用水的有效途径. 地下水, 2004, 26(1):1-6.
- [123] 孔东, 冯保清, 郭慧滨, 等. 典型区灌溉用水有效利用系数比较分析. 中国水利, 2009, 待刊.
- [124] 李代鑫. 中国的节水灌溉——在 2007 年中国-西班牙水论坛上的发言. 2007[OL]. <http://www.hwcc.com.cn/newsdisplay/newsdisplay.asp?Id=183734>.
- [125] 李晶, 宋守度, 姜斌. 水权与水价——国外经验研究与中国改革方向探讨. 北京: 中国发展出版社, 2003.
- [126] 李仰斌. 农村饮水安全工程建设存在的问题及解决对策. 2009[OL]. <http://219.238.161.100/html/1234932494702.html>.
- [127] 李自珍, 何俊红. 生态风险评价与风险决策模型及应用——以河西走廊荒漠绿洲开发为例. 兰州大学学报(自然科学版), 1999, 35(3):149-156.
- [128] 梁忠民. 南水北调中线工程供水量风险分析. 河海大学学报, 2001, 29(5):49-54.
- [129] 刘宝勤. 中国粮食生产-消费过程中水土平衡及虚拟水研究 [博士学位论文]. 北京: 中国科学院研究生院, 2006.
- [130] 刘昌明, 陈志恺. 中国水资源现状评价和供需发展趋势分析. 北京: 中国水利水电出版社, 2001.
- [131] 刘昌明, 陈志恺. 中国水资源现状评价与供需发展趋势分析. 北京: 中国水利水电出版社, 2001.
- [132] 刘道详. 水资源系统风险管理研究综述. 西北水电, 2003,(1):5-8.
- [133] 刘登伟. 京津冀都市(规划)圈水资源供需分析及其承载力研究 [博士学位论文]. 北京: 中国科学院研究生院, 2007.
- [134] 刘涛, 邵东国. 水资源系统风险评估方法研究. 武汉大学学报(工学版), 2005, 38(6):66-71.
- [135] 潘家铮, 张泽祯. 中国北方地区水资源的合理配置和南水北调问题. 北京: 中国水利水电出版社, 2001.
- [136] 钱易, 刘昌明, 邵益生. 中国城市水资源可持续开发利用. 北京: 中国水利水电出版社, 2001.
- [137] 钱正英, 张光斗. 中国可持续发展水资源战略研究. 北京: 中国水利水电出版社, 2001.
- [138] 钱正英. 中国水资源战略研究中几个问题的认识. 河海大学学报. 2001, 29(3):1-7.
- [139] 任宪韶, 等. 海河流域水资源评价. 北京: 中国水利水电出版社, 2007.
- [140] 任宪韶, 户作亮, 曹寅白, 等. 海河流域水资源评价. 北京: 中国水利水电出版社, 2007.
- [141] 阮本清, 韩宇平, 王浩, 等. 水资源短缺风险的模糊综合评价. 水利学报, 2005, 36(8):906-912.
- [142] 阮本清, 梁瑞驹, 陈绍君. 一种供水系统的风险分析与评价方法. 水利学报, 2000(9):1-7
- [143] 阮本清, 魏传江. 首都圈水资源安全保障体系建设. 北京: 科学出版社, 2004.
- [144] 石玉林, 卢良恕. 中国农业需水与节水高效农业建设. 北京: 中国水利水电出版社, 2001.
- [145] 水利部. 全国大型灌区续建配套与节水改造“十一五”规划. 2008.
- [146] 水利部. 中国水资源公报 1997~2007.

- [147] 水利部农村水利司. 雨水集蓄工程技术. 北京: 中国水利水电出版社, 1999.
- [148] 陶涛, 付湘, 纪昌明. 区域水资源供需风险分析的应用研究. 武汉大学学报(工学版), 2002, 35(3):9-12.
- [149] 田丰巍, 黄强, 解建仓. 水库实施调度及风险决策. 水利学报, 1998, (3):57-62
- [150] 王根绪, 程国栋. 近 50a 来黑河流域水文及生态环境的变化. 中国沙漠. 1998, 18(3): 233-238.
- [151] 王浩, 秦大庸, 王建华, 等. 黄淮海流域水资源合理配置. 北京: 科学出版社, 2003.
- [152] 王红瑞, 韩兆兴, 韩鲁杰, 等. 虚拟水理论与方法的研究进展. 中国水利水电科学研究院学报, 2008, 6(1):66-73.
- [153] 王建群, 叶秉如. 水资源规划的风险型决策方法及实例. 水利学报, 1996, (4):73-78.
- [154] 王建群. 水资源系统不确定性决策研究综述. 河海科技进展, 1994, 14(2) :22 28
- [155] 王建群. 一种新的水资源系统风险型决策方法. 河海大学学报, 1997, 25(2) :65 70
- [156] 王岩, 王红瑞. 北京市的水资源与产业结构优化. 北京: 中国环境科学出版社, 2007.
- [157] 王莹. 北京市第三产业节水潜力研究——以高校为例[硕士学位论文]. 北京: 中国科学院研究生院, 2008.
- [158] 魏一鸣, 金菊良, 杨存建, 等. 洪水灾害风险管理理论. 北京: 科学出版社, 2002.
- [159] 吴季松. 水资源及其管理的研究与应用. 北京: 中国水利水电出版社, 2000.
- [160] 吴凯, 唐登银, 谢贤群. 黄河下游河川径流的变化趋势与对策. 地理研究. 2000, 19(4):377-382
- [161] 吴泽宁, 左其亨, 丁大发, 等. 黄河流域水资源多维临界调控方案风险分析. 人民黄河, 2003, 25(1):41-43.
- [162] 邢大韦, 张玉芳, 刘明云, 等. 关中地区水资源工程供水风险性分析. 西北水资源与水工程, 1999, (1) :19 -24.
- [163] 许谨良, 周江雄. 风险管理. 北京: 中国金融出版社, 1998
- [164] 薛年华, 纪昌明. 水资源系统风险分析动态. 水利电力科技, 1993, 20(2):17-24.
- [165] 杨树清. 21 世纪中国和世界水危机及对策. 天津: 天津大学出版社, 2004.
- [166] 于义彬, 王本德. 水资源系统风险分析的分析与研究. 人民黄河, 2002, 24(7):18-21.
- [167] 于义斌. 水资源系统风险管理与优化决策理论及应用研究. 学位论文: 大连理工大学. 2004.
- [168] 张敏, 周吉军. 土地整理重在科学规划. 新疆农业科学, 2007, 44(S2):236-238.
- [169] 张丹, 封志明, 刘登伟. 基于负载指数的中国水资源三级流域分区开发潜力评价. 资源科学, 2008, 30(10):1471-1477
- [170] 张士锋, 贾绍凤. 海河流域水量平衡与水资源安全问题研究. 自然资源学报, 2003, 18(6):684-691.
- [171] 张翔, 夏军, 史晓新, 等. 可持续水资源管理的风险分析研究. 武汉水利电力大学学报, 2000, 33(1) :80-83
- [172] 张雅君, 刘全胜. 需水量预测方法的评析与择优. 中国给水排水, 2001, 17(3):27-29.
- [173] 赵勇, 裴源生, 陆垂裕. 大型灌区灌溉用水有效利用系数比较分析. 中国水利, 2009, 待刊.
- [174] 中华人民共和国国务院令 第 472 号. 黄河水量调度条例. 2006.
- [175] 朱琰, 崔广柏, 杨珏. 青海湖萎缩干涸原因、发展趋势及对生态环境的影响. 海河大学学报. 2001, 29(4):104-108.

- [176] 邹红菲, 吴庆明, 马建章. 扎龙保护区火烧及湿地注水后丹顶鹤巢址选择. 东北师大学报自然科学版. 2003, 35(1):54-59.
- [177] 左其亭, 吴泽宁, 赵伟. 水资源系统中的不确定性及风险分析方法. 干旱区地理, 2003, 26(2) :116 121
- [178] 左其亭, 吴泽宁. 基于风险的黄河流域水资源可再生性评价指标. 人民黄河, 2003, 25(1):38-40.

博士在读期间发表的论文

- [1] Li Lijuan, **Li Jiuyi***, Liang Liqiao, Liu Yumei. Method for calculating Ecological water storage and Ecological Water Requirement of Marsh. Journal of Geographical Sciences, 2009 年第 4 期 (SCI 收录)
- [2] **李九一**, 李丽娟, 梁丽乔, 等. 区域尺度水资源短缺风险评估与决策框架. 自然资源学报 (待刊)
- [3] 李丽娟, 姜德娟, **李九一**, 等. 土地利用/覆被变化的水文效应研究进展. 自然资源学报, 2007 年第 2 期
- [4] Liang Liqiao, Li Lijuan, Zhang Li, **Li Jiuyi**, Li Bin. Sensitivity of the Penman-Monteith reference crop evapotranspiration in the Taoer River basin. Chinese Geographical Science, 2008 年第 4 期 (SCI 收录)
- [5] 梁丽乔, 李丽娟, 张丽, **李九一**, 等. 松嫩平原西部生长季参考作物蒸散发的敏感性分析. 农业工程学报, 2008 年第 5 期
- [6] 张丽, 李丽娟, 梁丽乔, **李九一**, 等. 流域生态需水的理论及计算研究进展. 农业工程学报, 2008 年第 7 期.
- [7] Zhang Li, Li Lijuan, Liang Liqiao, **Li Jiuyi**. Monitoring of vegetation coverage based on high-resolution images. Forestry Studies in China. 2007 年第 4 期

致 谢

恍然间，三年博士的求学生涯即将结束，心中感慨万千。无论是回想起三年前的自己，还是偶然翻起那时的照片，都感觉变化好大，成长了，也成熟了。应该说，这几年并非一帆风顺，在学业上、心理上都遇到了很多困难。但也正是如此，才特别感受到别人帮助对自己的意义。在此，对三年来在学习、工作和生活中给予我诸多关怀和帮助的师长、同学、朋友和家人表示感谢。

首先要特别感谢我的导师李丽娟研究员。从硕士阶段开始，李老师就开始指导我的研究生工作。六年来，不论是工作上，还是生活上，李老师都给予了细致的关怀。特别是在我处于困境的时候，李老师一如既往的信任、支持和鼓励，并给予了大力帮助。可以说，在学业上取得的一点点进步，还有生活上能够重新认识自己，都和李老师的帮助分不开。与此同时，也特别感谢李老师的爱人地理学会秘书长张国友研究员。感谢张老师平日对我们师门学生的关心和帮助，以及在韩国一同参加会议时的照顾。李老师、张老师一家生活上的温馨，工作中的和善态度，深深感染了我们这些学生，在这里也祝福他们永远身体健康、家庭幸福。

感谢资源地理与水土资源研究室贾绍凤主任在工作和生活中给予的关心。感谢自然资源与环境安全研究部谢高地研究员、封志明研究员、黄河清研究员、沈镭研究员、姚治君研究员、娄华君副研究员、高彦春副研究员等老师在工作中给予的帮助。

三年来，有幸参与了以樊杰研究员为首席科学家的广东省国土规划、全国主体功能区划、汶川地震灾后重建规划资源环境承载能力评价等项目。感谢樊杰研究员、陈田研究员、金凤君研究员、徐勇研究员、张文忠研究员、高晓路研究员、刘盛和研究员、王英杰研究员、王传胜副研究员、郭腾云副研究员、戴尔阜副研究员、郑红星副研究员等老师在项目工作中给予的指导，也感谢共同参与项目工作的孙威博士、马海龙博士、陶岸君博士生、董乐博士生、陈东博士、相伟博士、王宏远博士生、吕晨博士生、王成金博士、王开咏博士、董玛丽博士生、夏富强博士生、石晓丽博士生、莫洪源博士生等人给予的支持和帮助。正是在参加这些工作中，使我逐步意识到现有水资源评价方法在现实应用中的不足之处，开始将研究的重心转移到构建水资源支撑指标上，并以此为核心开展博士论文工作。

在参与科技支撑项目子课题华北地区综合水资源风险防范技术示范中，有幸得到张士峰副研究员、王红瑞副教授等老师的指导，在此表示感谢。同时，能够和刘奇勇博士生、陈俊旭硕士生共同探讨，共同进步，也深感荣幸。

在参与欧盟国际合作项目 SWITCH 的过程中，有幸得到蔡建明老师的指导，并和张菲菲博士生、季文华博士生等人共同开展工作，特此感谢。

在洮儿河流域调查中，白城市水文局胥铭兴局长、宋文献副局长等人给予了大力的支持，在此表示感谢。

感谢多年来同门杨俊伟师姐、姜德娟师姐、梁丽乔师姐、张丽师姐、李斌师弟、柳玉梅师妹给予的支持和帮助。

三年来，和刘剑、刘韬、徐立升、刘刚、李月、蒋艳灵、郑召霞、杨海龙、林时君、刘雪林、李立群、庄健鸿、李燕玲、段瑞、王晗、周义等同学一起工作在 3311 办公室，在真诚的交往中建立了深厚的友谊，在此对他们在工作、生活上的关心和帮助表示感谢。

不得不说的是，在这三年里，几乎大部分的时间都在被抑郁症所困扰。除了科研工作没有取得预期成果外，生活上与遇到了很多问题。在走出困境的过程中，很多人给予了直接或间接的帮助，实在无法一一写下他们的名字，仅对柳玉梅、李俊纬、程杨、胡堃以及和我一起走出困境的郑钧等人表示特别的感谢。

最后，感谢爸爸、妈妈、哥哥、姐姐等家人。无论何时，以何种心境，回到家里总是感到安心的。他们默默的关爱，还有他们给予我的信念，是我坚持走下来的动力。

除此之外，还有很多所内外的老师、同学和朋友，在这三年里给予了我很多的帮助。在此一并感谢，套用一句话——你知道我感谢你！

——2009 年 5 月 26 日

附表 1 三级区水资源丰富指数 (BWA1)

松花江		永定河册田水库至三家店区间 56.27	
呼伦湖水系	92.90	北四河下游平原	51.32
海拉尔河	93.43	大清河山区	84.19
额尔古纳干流区间	99.65	大清河淀西平原	48.26
尼尔基以上	98.27	大清河淀东平原	45.28
尼尔基至江桥	89.01	子牙河山区	67.68
江桥以下	77.33	子牙河平原	45.63
丰满以上	90.75	漳卫河山区	69.01
丰满以下	73.81	漳卫河平原	52.67
三岔口至哈尔滨	74.62	黑龙港及运东平原	48.31
哈尔滨至通河	72.98	徒骇马颊河	53.70
牡丹江	87.58	黄河	
通河至佳木斯干流区间	81.81		河源至玛曲 99.74
佳木斯以下	74.91		玛曲至龙羊峡 98.75
黑龙江干流	95.22		大通河享堂以上 93.21
穆棱河口以上	61.26		湟水 63.92
穆棱河口以下	63.66		大夏河与洮河 91.64
绥芬河	92.43		龙羊峡至兰州干流区间 90.31
图门江	86.75		兰州至下河沿 87.30
辽河			清水河与苦水河 32.38
			下河沿至石嘴山 72.00
	西拉木伦河及老哈河		石嘴山至河口镇北岸 62.89
	乌力吉木仁河		石嘴山至河口镇南岸 39.12
	西辽河下游 (苏家铺以下)		河口镇至龙门左岸 83.91
	东辽河		吴堡以上右岸 74.43
	柳河口以上		吴堡以下右岸 82.14
	柳河口以下		汾河 51.53
	浑河		北洛河状头以上 82.25
	太子河及大辽河干流		泾河张家山以上 77.94
	浑江口以上		渭河宝鸡峡以上 76.82
	浑江口以下		渭河宝鸡峡至咸阳 70.40
	辽东沿黄渤海诸河		渭河咸阳至潼关 63.40
	沿渤海西部诸河		龙门至三门峡干流区间 62.98
			三门峡至小浪底区间 78.16
海河	滦河山区		沁丹河 72.27
	滦河平原及冀东沿海诸河		伊洛河 69.72
	北三河山区		小浪底至花园口干流区间 63.39
	永定河册田水库以上		

淮河	金堤河和天然文岩渠	33.83	资水冷水江以下	84.55
	大汶河	51.68	湘江衡阳以上	84.84
	花园口以下干流区间	61.93	湘江衡阳以下	81.45
	内流区	73.23	洞庭湖环湖区	84.16
			丹江口以上	92.42
	王家坝以上北岸	80.23	唐白河	70.35
	王家坝以上南岸	87.75	丹江口以下干流	80.70
	王蚌区间北岸	70.39	修水	90.50
	王蚌区间南岸	71.17	赣江栋背以上	92.08
	蚌洪区间北岸	70.90	赣江栋背至峡江	90.28
	蚌洪区间南岸	70.39	赣江峡江以下	87.37
	高天区	69.25	抚河	88.89
	里下河区	68.58	信江	87.64
	湖东区	51.78	饶河	90.56
	湖西区	50.96	鄱阳湖环湖区	87.33
	中运河区	58.96	清江	96.78
	沂沭河区	65.69	宜昌至武汉左岸	88.42
	日赣区	63.33	武汉至湖口左岸	87.60
	小清河	49.69	城陵矶至湖口右岸	87.60
长江	胶东诸河	67.65	巢滁皖及沿江诸河	86.87
			青弋江和水阳江及沿江诸河	86.87
	通天河	99.88	通南及崇明岛诸河	86.40
	直门达至石鼓	99.63	湖西及湖区	84.28
	雅砻江	97.19	武阳区	84.28
	石鼓以下干流	95.34	杭嘉湖区	84.28
	大渡河	98.77	黄浦江区	84.28
	青衣江和岷江干流	91.97	东南诸河	
	沱江	77.82	富春江水库以上	88.28
	广元昭化以上	96.94	富春江水库以下	85.62
	涪江	83.75	浙东沿海诸河	80.29
	渠江	89.27	瓯江温溪以上	94.69
	广元昭化以下干流	88.94	瓯江温溪以下	87.46
	思南以上	88.95	闽东诸河	92.78
	思南以下	96.81	闽江上游（南平以上）	89.06
	赤水河	92.79	闽江中下游（南平以下）	87.73
	宜宾至宜昌干流	91.75	闽南诸河	79.68
	澧水	89.81	台澎金马诸河	--
	沅江浦市镇以上	92.02	珠江	
	沅江浦市镇以下	92.81	南盘江	89.29
	资水冷水江以上	82.73	北盘江	94.36

附表 1 三级区水资源丰富指数 (BWA1)

红水河	90.99	内蒙古高原东部	94.43
柳江	91.25	内蒙古高原西部	65.33
右江	85.32	石羊河	38.65
左江及郁江干流	82.07	黑河	49.48
桂贺江	87.10	疏勒河	51.35
黔浔江及西江(梧州以下)	87.67	河西荒漠区	71.63
北江大坑口以上	88.52	青海湖水系	89.87
北江大坑口以下	90.30	柴达木盆地东部	71.10
东江秋香江口以上	92.88	柴达木盆地西部	92.92
东江秋香江口以下	88.95	巴伊盆地	71.99
东江三角洲	83.95	哈密盆地	43.84
西北江三角洲	85.40	吐鲁番盆地	52.03
韩江白莲以上	88.57	额尔齐斯河	82.46
韩江白莲以下及粤东诸河	84.36	乌伦古河	53.09
粤西诸河	82.02	吉木乃诸小河	42.89
桂南诸河	84.74	额敏河	71.17
海南岛	87.98	伊犁河	84.09
西南诸河		古尔班通古特荒漠区	--
李仙江	97.96	东段诸河	51.89
元江	92.92	中段诸河	51.21
盘龙江	96.04	艾比湖水系	64.23
泔江口以上	99.32	和田河	64.38
泔江口以下	96.98	叶尔羌河	57.65
怒江勐古以上	99.72	喀什噶尔河	51.80
怒江勐古以下	98.51	阿克苏河	48.70
伊洛瓦底江	97.02	渭干河	55.15
拉孜以上	98.95	开孔河	62.84
拉孜至派乡	98.96	克里亚河诸小河	71.77
派乡以下	99.98	车尔臣河诸小河	87.22
藏南诸河	99.87	塔里木河干流	54.16
奇普恰普河	99.98	塔克拉玛干沙漠	--
藏西诸河	99.60	库木塔格沙漠	--
西北诸河		羌塘高原区	100.00

附表 2 地级行政单元水资源丰富指数 (BWA I)

北京	54.90	呼伦贝尔市	93.44
北京市市辖区	54.00	巴彦淖尔市	63.03
北京市市辖区	71.47	乌兰察布市	63.59
天津	47.81	兴安盟	79.48
天津市市辖区	46.43	锡林郭勒盟	91.47
天津市市辖区	54.81	阿拉善盟	68.65
河北	54.56	辽宁	67.96
石家庄市	51.30	沈阳市	53.56
唐山市	62.22	大连市	81.58
秦皇岛市	64.16	鞍山市	60.90
邯郸市	54.12	抚顺市	53.43
邢台市	48.83	本溪市	65.32
保定市	53.19	丹东市	91.30
张家口市	65.18	锦州市	67.06
承德市	75.50	营口市	72.84
沧州市	47.20	阜新市	68.70
廊坊市	48.17	辽阳市	57.03
衡水市	47.20	盘锦市	59.57
山西	61.91	铁岭市	70.52
太原市	51.61	朝阳市	70.16
大同市	57.14	葫芦岛市	71.45
阳泉市	67.71	吉林	77.19
长治市	69.07	长春市	73.92
晋城市	72.10	吉林市	79.02
朔州市	57.74	四平市	63.87
晋中市	55.03	辽源市	66.72
运城市	60.63	通化市	92.45
忻州市	69.85	白山市	93.11
临汾市	56.19	松原市	75.45
吕梁市	67.99	白城市	77.23
内蒙古	67.90	延边朝鲜族自治州	87.33
呼和浩特市	65.50	黑龙江	77.41
包头市	63.16	哈尔滨市	74.22
乌海市	41.84	齐齐哈尔市	84.76
赤峰市	60.05	鸡西市	61.43
通辽市	62.23	鹤岗市	77.99
鄂尔多斯市	58.67	双鸭山市	65.95

附表2 地级行政单元水资源丰富指数 (BWAI)

	大庆市	76.72		蚌埠市	70.71
	伊春市	80.20		淮南市	70.71
	佳木斯市	79.16		马鞍山市	86.92
	七台河市	76.72		淮北市	70.90
	牡丹江市	85.71		铜陵市	86.92
	黑河市	89.68		安庆市	86.88
	绥化市	74.10		黄山市	88.32
	大兴安岭地区	95.26		滁州市	75.71
上海		84.28		阜阳市	70.69
	上海市市辖区	84.34		宿州市	69.42
	上海市市辖区	84.34		巢湖市	86.92
江苏		75.17		六安市	74.12
	南京市	86.82		亳州市	70.47
	无锡市	84.34		池州市	86.95
	徐州市	58.68		宣城市	86.92
	常州市	84.34	福建		84.29
	苏州市	84.34		福州市	86.52
	南通市	82.20		厦门市	79.69
	连云港市	65.19		莆田市	79.72
	淮安市	68.02		三明市	88.28
	盐城市	68.27		泉州市	80.03
	扬州市	71.78		漳州市	79.96
	镇江市	85.04		南平市	88.99
	泰州市	77.19		龙岩市	86.02
	宿迁市	67.55		宁德市	92.54
浙江		85.95	江西		88.78
	杭州市	85.66		南昌市	87.59
	宁波市	80.30		景德镇市	90.45
	温州市	87.61		萍乡市	83.73
	嘉兴市	84.34		九江市	88.19
	湖州市	84.34		新余市	87.37
	绍兴市	85.13		鹰潭市	87.62
	金华市	88.09		赣州市	92.12
	衢州市	88.28		吉安市	90.29
	舟山市	-		宜春市	87.76
	台州市	87.01		抚州市	88.83
	丽水市	93.98		上饶市	87.96
安徽		77.35	山东		58.27
	合肥市	82.73		济南市	51.69
	芜湖市	86.92		青岛市	67.94

淄博市	52.16	荆门市	81.89
枣庄市	54.54	孝感市	85.45
东营市	51.96	荆州市	86.98
烟台市	67.94	黄冈市	87.50
潍坊市	66.27	咸宁市	87.66
济宁市	51.55	随州市	87.14
泰安市	52.03	恩施土家族苗族自治州	95.16
威海市	67.94	省直辖行政单位	82.00
日照市	65.25	湖南	84.86
莱芜市	51.92	长沙市	81.65
临沂市	64.31	株洲市	81.48
德州市	53.74	湘潭市	81.48
聊城市	53.64	衡阳市	82.73
滨州市	52.61	邵阳市	83.36
菏泽市	51.25	岳阳市	84.58
河南	68.20	常德市	87.64
郑州市	69.63	张家界市	90.13
开封市	68.05	益阳市	84.25
洛阳市	69.75	郴州市	85.29
平顶山市	71.03	永州市	84.86
安阳市	53.87	怀化市	92.14
鹤壁市	59.12	娄底市	82.51
新乡市	46.10	湘西土家族苗族自治州	92.58
焦作市	66.23	广东	85.72
濮阳市	46.26	广州市	85.35
许昌市	70.39	韶关市	89.13
漯河市	71.62	深圳市	87.24
三门峡市	66.29	珠海市	85.43
南阳市	73.28	汕头市	84.36
商丘市	69.28	佛山市	85.49
信阳市	82.44	江门市	84.93
周口市	70.39	湛江市	82.06
驻马店市	78.52	茂名市	82.39
湖北	86.54	肇庆市	88.75
武汉市	86.11	惠州市	87.90
黄石市	87.66	梅州市	88.35
十堰市	91.62	汕尾市	84.36
宜昌市	91.52	河源市	92.24
襄樊市	78.47	阳江市	82.03
鄂州市	87.66	清远市	90.25

附表2 地级行政单元水资源丰富指数 (BWA)

东莞市	85.56	眉山市	89.37
中山市	85.43	宜宾市	91.78
潮州市	84.36	广安市	89.95
揭阳市	84.36	达州市	89.87
云浮市	87.51	雅安市	94.02
广西	86.78	巴中市	89.68
南宁市	85.41	资阳市	79.39
柳州市	91.25	阿坝藏族羌族自治州	95.21
桂林市	87.18	甘孜藏族自治州	98.23
梧州市	87.62	凉山彝族自治州	96.57
北海市	85.39	贵州	91.67
防城港市	84.50	贵阳市	89.05
钦州市	85.10	六盘水市	92.54
贵港市	84.61	遵义市	92.39
玉林市	85.15	安顺市	91.99
百色市	86.15	铜仁地区	95.04
贺州市	87.14	黔西南布依族苗族自治州	92.23
河池市	91.09	毕节地区	90.41
来宾市	90.44	黔东南苗族侗族自治州	91.79
崇左市	82.57	黔南布依族苗族自治州	90.74
海南	87.98	云南	94.47
海口市	87.98	昆明市	94.75
三亚市	87.98	曲靖市	91.67
省直辖县级行政单位	87.98	玉溪市	90.82
重庆	90.71	保山市	97.91
重庆市市辖区	91.53	昭通市	94.43
县	90.16	丽江市	95.88
市	90.75	思茅市	97.32
四川	88.09	临沧市	97.66
成都市	88.77	楚雄彝族自治州	94.70
自贡市	80.14	红河哈尼族彝族自治州	92.42
攀枝花市	96.10	文山壮族苗族自治州	92.02
泸州市	90.38	西双版纳傣族自治州	96.98
德阳市	80.42	大理白族自治州	95.81
绵阳市	84.18	德宏傣族景颇族自治州	97.04
广元市	92.83	怒江傈僳族自治州	99.49
遂宁市	84.12	迪庆藏族自治州	99.13
内江市	78.27	西藏	99.35
乐山市	93.46	拉萨市	98.96
南充市	89.28	昌都地区	99.58

山南地区	99.28	青海	75.39
日喀则地区	99.13	西宁市	64.07
那曲地区	99.79	海东地区	72.10
阿里地区	99.85	海北藏族自治州	82.01
林芝地区	99.40	黄南藏族自治州	93.66
陕西	75.02	海南藏族自治州	94.53
西安市	64.42	果洛藏族自治州	99.21
铜川市	67.61	玉树藏族自治州	99.61
宝鸡市	72.11	海西蒙古族藏族自治州	83.06
咸阳市	70.42	宁夏	69.50
渭南市	65.39	银川市	71.71
延安市	82.42	石嘴山市	71.99
汉中市	92.68	吴忠市	66.79
榆林市	79.20	固原市	71.21
安康市	92.54	中卫市	57.39
商洛市	87.95	新疆	59.12
甘肃	77.94	乌鲁木齐市	51.49
兰州市	86.93	克拉玛依市	56.35
嘉峪关市	49.48	吐鲁番地区	52.55
金昌市	38.70	哈密地区	49.75
白银市	86.80	昌吉回族自治州	51.98
天水市	78.78	博尔塔拉蒙古自治州	64.26
武威市	43.57	巴音郭楞蒙古自治州	64.01
张掖市	49.37	阿克苏地区	51.95
平凉市	77.86	克孜勒苏柯尔克孜自治州	51.55
酒泉市	50.62	喀什地区	54.87
庆阳市	78.47	和田地区	66.08
定西市	84.02	伊犁哈萨克自治州	81.69
陇南市	96.97	塔城地区	64.52
临夏回族自治州	91.17	阿勒泰地区	74.38
甘南藏族自治州	93.82		

附表3 县级行政单元水资源丰富指数 (BWA)

北京	54.90	栾城县	45.89
东城区	51.33	行唐县	72.01
西城区	51.33	灵寿县	71.61
崇文区	51.33	高邑县	46.01
宣武区	51.33	深泽县	47.69
朝阳区	51.33	赞皇县	63.43
丰台区	51.48	无极县	48.43
石景山区	52.49	平山县	67.72
海淀区	52.22	元氏县	51.70
门头沟区	56.69	赵县	45.89
房山区	55.46	辛集市	45.89
通州区	51.33	藁城市	46.40
顺义区	53.47	晋州市	45.89
昌平区	76.90	新乐市	48.51
大兴区	51.32	鹿泉市	58.35
怀柔区	71.60	唐山市市辖区	57.94
平谷区	60.77	丰南区	56.25
密云县	80.43	丰润区	54.40
延庆县	57.81	滦县	63.52
天津	47.81	滦南县	60.71
天津市市辖区	45.49	乐亭县	60.71
塘沽区	45.56	迁西县	78.50
汉沽区	51.33	玉田县	51.58
大港区	45.53	唐海县	60.71
东丽区	45.52	遵化市	80.90
西青区	45.49	迁安市	71.33
津南区	45.49	秦皇岛市市辖区	60.81
北辰区	47.78	青龙满族自治县	75.12
武清区	51.02	昌黎县	60.80
宝坻区	51.33	抚宁县	60.71
宁河县	51.31	卢龙县	66.69
静海县	45.49	邯郸市市辖区	58.79
蓟县	62.70	邯郸县	50.78
河北	54.56	临漳县	52.51
石家庄市市辖区	45.89	成安县	48.47
井陉县	67.72	大名县	52.69
正定县	46.25	涉县	68.93

磁县	56.12	安新县	48.51
肥乡县	48.05	易县	61.61
永年县	47.03	曲阳县	69.35
邱县	48.36	蠡县	48.22
鸡泽县	45.92	顺平县	58.83
广平县	48.51	博野县	48.09
馆陶县	48.39	雄县	46.06
魏县	52.64	涿州市	48.51
曲周县	48.09	定州市	48.51
武安市	67.42	安国市	48.51
邢台市市辖区	45.93	高碑店市	48.13
邢台县	57.21	张家口市市辖区	56.45
临城县	58.28	宣化县	56.59
内丘县	51.90	张北县	93.54
柏乡县	45.89	康保县	94.38
隆尧县	46.21	沽源县	89.04
任县	46.05	尚义县	86.03
南和县	45.89	蔚县	56.45
宁晋县	46.03	阳原县	56.27
巨鹿县	48.36	怀安县	56.27
新河县	48.13	万全县	56.27
广宗县	48.36	怀来县	56.38
平乡县	47.79	涿鹿县	57.61
威县	48.36	赤城县	81.00
清河县	48.38	崇礼县	59.26
临西县	48.38	承德市市辖区	76.61
南宫市	48.36	承德县	76.61
沙河市	53.27	兴隆县	77.33
保定市市辖区	48.51	平泉县	72.20
满城县	54.46	滦平县	77.85
清苑县	48.51	隆化县	76.61
涞水县	57.42	丰宁满族自治县	78.94
阜平县	84.23	宽城满族自治县	76.61
徐水县	49.33	围场满族蒙古族自治县	69.62
定兴县	48.51	沧州市市辖区	48.36
唐县	63.95	沧县	48.36
高阳县	47.99	青县	46.14
容城县	48.51	东光县	48.37
涞源县	84.21	海兴县	48.45
望都县	48.51	盐山县	48.51

附表3 县级行政单元水资源丰富指数 (BWA1)

肃宁县	45.49	浑源县	56.86
南皮县	48.36	左云县	55.53
吴桥县	48.40	大同县	54.44
献县	46.99	阳泉市市辖区	67.72
孟村回族自治县	48.36	平定县	67.72
泊头市	48.36	孟县	67.70
任丘市	45.49	长治市市辖区	69.11
黄骅市	48.35	长治县	69.11
河间市	45.77	襄垣县	69.11
廊坊市市辖区	51.28	屯留县	69.11
固安县	46.01	平顺县	69.11
永清县	47.65	黎城县	69.11
香河县	51.33	壶关县	69.11
大城县	45.49	长子县	69.17
文安县	45.49	武乡县	68.78
大厂回族自治县	51.33	沁县	69.14
霸州市	45.49	沁源县	68.65
三河市	51.33	潞城市	69.11
衡水市市辖区	46.33	晋城市市辖区	72.27
枣强县	48.36	沁水县	71.36
武邑县	47.71	阳城县	72.38
武强县	45.90	陵川县	71.04
饶阳县	45.81	泽州县	72.23
安平县	45.81	高平市	72.25
故城县	48.46	朔州市市辖区	58.06
景县	48.41	山阴县	54.44
阜城县	48.36	应县	54.51
冀州市	47.53	右玉县	80.43
深州市	45.89	怀仁县	54.44
山西	61.91	晋中市市辖区	51.53
太原市市辖区	51.53	榆社县	68.82
清徐县	51.53	左权县	69.08
阳曲县	53.53	和顺县	67.64
娄烦县	51.53	昔阳县	66.63
古交市	51.53	寿阳县	52.17
大同市市辖区	54.44	太谷县	51.53
阳高县	55.71	祁县	51.53
天镇县	56.26	平遥县	51.53
广灵县	56.48	灵石县	51.53
灵丘县	83.71	介休市	51.53

运城市市辖区	63.07	蒲县	83.91
临猗县	63.07	汾西县	51.53
万荣县	57.05	侯马市	51.53
闻喜县	60.86	霍州市	51.53
稷山县	51.53	离石区	83.91
新绛县	51.53	文水县	51.53
绛县	58.70	交城县	51.53
垣曲县	78.30	兴县	83.90
夏县	63.72	临县	83.82
平陆县	64.88	柳林县	83.90
芮城县	63.07	石楼县	83.90
永济市	63.07	岚县	54.62
河津市	52.67	方山县	83.91
忻州市市辖区	67.71	中阳县	83.91
定襄县	67.72	交口县	53.00
五台县	67.72	孝义市	51.54
代县	67.69	汾阳市	51.53
繁峙县	67.86	内蒙古	67.90
宁武县	53.64	呼和浩特市市辖区	62.95
静乐县	51.55	土默特左旗	62.95
神池县	81.51	托克托县	71.09
五寨县	83.91	和林格尔县	72.99
岢岚县	83.91	清水河县	83.91
河曲县	83.78	武川县	64.06
保德县	83.90	包头市市辖区	63.04
偏关县	83.91	土默特右旗	62.95
原平市	67.69	固阳县	63.45
临汾市市辖区	51.66	达尔罕茂明安联合旗	65.31
曲沃县	51.53	乌海市	41.84
翼城县	51.55	赤峰市市辖区	57.48
襄汾县	51.53	阿鲁科尔沁旗	68.61
洪洞县	51.53	巴林左旗	70.45
古县	52.00	巴林右旗	57.48
安泽县	72.27	林西县	57.49
浮山县	52.67	克什克腾旗	65.27
吉县	83.91	翁牛特旗	57.48
乡宁县	66.95	喀喇沁旗	57.48
大宁县	83.90	宁城县	57.88
隰县	83.67	敖汉旗	60.30
永和县	83.86	通辽市市辖区	57.79

附表3 县级行政单元水资源丰富指数 (BWA1)

科尔沁左翼中旗	61.09	凉城县	66.07
科尔沁左翼后旗	63.90	察哈尔右翼前旗	64.61
开鲁县	58.02	察哈尔右翼中旗	64.85
库伦旗	70.55	察哈尔右翼后旗	66.03
奈曼旗	62.09	四子王旗	65.62
扎鲁特旗	71.42	丰镇市	56.82
霍林郭勒市	77.35	乌兰浩特市	77.34
东胜区	57.94	阿尔山市	89.84
达拉特旗	39.12	科尔沁右翼前旗	77.36
准格尔旗	63.24	科尔沁右翼中旗	75.71
鄂托克前旗	73.09	扎赉特旗	85.56
鄂托克旗	65.87	突泉县	77.34
杭锦旗	50.38	二连浩特市	94.43
乌审旗	81.82	锡林浩特市	94.43
伊金霍洛旗	73.06	阿巴嘎旗	94.43
呼伦贝尔市市辖区	93.43	苏尼特左旗	94.43
阿荣旗	89.01	苏尼特右旗	94.15
莫力达瓦达斡尔族自治旗	94.74	东乌珠穆沁旗	93.80
鄂伦春自治旗	97.39	西乌珠穆沁旗	93.88
鄂温克族自治旗	93.43	太仆寺旗	92.85
陈巴尔虎旗	93.55	镶黄旗	92.66
新巴尔虎左旗	93.24	正镶白旗	94.42
新巴尔虎右旗	92.90	正蓝旗	85.90
满洲里市	92.90	多伦县	76.50
牙克石市	93.98	阿拉善左旗	71.02
扎兰屯市	89.01	阿拉善右旗	71.63
额尔古纳市	99.64	额济纳旗	49.48
根河市	99.65	辽宁	67.96
临河区	62.95	沈阳市市辖区	50.39
五原县	62.95	辽中县	51.12
磴口县	63.10	康平县	71.26
乌拉特前旗	62.95	法库县	71.26
乌拉特中旗	63.48	新民市	61.00
乌拉特后旗	64.10	大连市市辖区	81.58
杭锦后旗	62.91	长海县	-
集宁区	65.35	瓦房店市	81.58
卓资县	63.33	普兰店市	81.58
化德县	65.70	庄河市	81.58
商都县	65.41	鞍山市市辖区	57.45
兴和县	59.18	台安县	57.78

岫岩满族自治县	81.59	喀喇沁左翼蒙古族自治县	71.39
海城市	57.76	北票市	71.38
抚顺市市辖区	49.50	凌源市	72.50
抚顺县	52.48	葫芦岛市市辖区	71.39
新宾满族自治县	59.93	绥中县	71.39
清原满族自治县	66.02	建昌县	71.71
本溪市市辖区	57.45	兴城市	71.39
本溪满族自治县	62.08	吉林	77.19
桓仁满族自治县	94.84	长春市市辖区	73.81
丹东市市辖区	94.61	农安县	73.85
宽甸满族自治县	94.68	九台市	73.81
东港市	83.51	榆树市	74.45
凤城市	93.14	德惠市	73.81
锦州市市辖区	71.39	吉林市市辖区	74.01
黑山县	60.27	永吉县	74.04
义县	71.36	蛟河市	89.19
凌海市	70.49	桦甸市	90.25
北宁市	60.29	舒兰市	74.50
营口市市辖区	58.43	磐石市	82.28
鲅鱼圈区	81.58	四平市市辖区	71.26
盖州市	81.58	梨树县	63.16
大石桥市	67.59	伊通满族自治县	68.32
阜新市市辖区	71.26	公主岭市	60.48
阜新蒙古族自治县	65.76	双辽市	59.82
彰武县	68.92	辽源市市辖区	55.40
辽阳市市辖区	57.45	东丰县	89.71
辽阳县	56.84	东辽县	56.23
灯塔市	56.64	通化市市辖区	94.85
盘锦市市辖区	60.27	通化县	94.85
大洼县	58.14	辉南县	90.75
盘山县	60.00	柳河县	90.76
铁岭市市辖区	71.26	梅河口市	90.75
铁岭县	70.51	集安市	94.85
西丰县	69.79	白山市市辖区	94.85
昌图县	69.83	抚松县	90.75
调兵山市	71.26	靖宇县	90.75
开原市	71.26	长白朝鲜族自治县	94.85
朝阳市市辖区	71.39	江源县	93.67
朝阳县	71.39	临江市	94.12
建平县	62.92	松原市市辖区	74.81

附表3 县级行政单元水资源丰富指数 (BWA1)

前郭尔罗斯蒙古族自治县	76.68	鸡西市市辖区	61.26
长岭县	75.51	鸡东县	61.26
乾安县	77.34	虎林市	62.32
扶余县	74.29	密山市	61.26
白城市市辖区	77.34	鹤岗市市辖区	74.92
镇赉县	77.34	萝北县	86.86
通榆县	76.68	绥滨县	78.58
洮南市	77.34	双鸭山市市辖区	66.24
大安市	77.34	集贤县	70.50
延吉市	86.75	友谊县	63.66
图们市	86.75	宝清县	63.65
敦化市	87.74	饶河县	63.66
珲春市	86.75	大庆市市辖区	77.32
龙井市	86.75	肇州县	74.79
和龙市	86.77	肇源县	75.71
汪清县	87.62	林甸县	77.34
安图县	89.36	杜尔伯特蒙古族自治县	77.34
黑龙江	77.41	伊春市市辖区	81.87
哈尔滨市市辖区	73.82	嘉荫县	95.20
依兰县	84.29	铁力市	73.62
方正县	74.43	佳木斯市市辖区	80.01
宾县	72.98	桦南县	81.81
巴彦县	72.98	桦川县	74.81
木兰县	72.98	汤原县	78.83
通河县	77.22	抚远县	77.71
延寿县	72.98	同江市	89.81
阿城市	73.01	富锦市	72.95
双城市	74.63	七台河市市辖区	73.36
尚志市	73.05	勃利县	81.82
五常市	74.45	牡丹江市市辖区	87.61
齐齐哈尔市市辖区	88.66	东宁县	92.43
龙江县	89.01	林口县	87.55
依安县	77.42	绥芬河市	92.43
泰来县	78.60	海林市	87.63
甘南县	89.01	宁安市	87.63
富裕县	84.19	穆棱市	66.89
克山县	80.66	黑河市市辖区	95.38
克东县	77.14	嫩江县	96.65
拜泉县	76.72	逊克县	95.19
讷河市	89.87	孙吴县	95.26

北安市	77.29	新沂市	64.10
五大连池市	89.11	邳州市	59.00
绥化市市辖区	72.98	常州市市辖区	84.34
望奎县	72.98	武进区	84.34
兰西县	73.12	溧阳市	84.36
青冈县	73.88	金坛市	84.34
庆安县	72.99	苏州市市辖区	84.34
明水县	75.65	常熟市	84.34
绥棱县	72.98	张家港市	84.37
安达市	77.23	昆山市	84.34
肇东市	75.89	吴江市	84.34
海伦市	72.98	太仓市	84.34
呼玛县	95.35	南通市市辖区	86.45
塔河县	95.22	海安县	70.99
漠河县	95.22	如东县	73.81
上海	84.28	启东市	86.45
上海市市辖区	84.34	如皋市	83.55
闵行区	84.34	通州市	86.45
嘉定区	84.34	海门市	86.45
浦东新区	84.34	连云港市市辖区	65.69
金山区	84.34	赣榆县	63.54
松江区	84.34	东海县	65.67
青浦区	84.34	灌云县	65.69
南汇区	84.34	灌南县	65.69
奉贤区	84.34	淮安市市辖区	67.98
崇明县	84.34	涟水县	65.69
江苏	75.17	洪泽县	69.26
南京市市辖区	86.92	盱眙县	70.07
浦口区	86.92	金湖县	69.25
六合区	85.89	盐城市市辖区	68.59
溧水县	86.92	盐都区	68.59
高淳县	86.43	响水县	65.69
无锡市市辖区	84.34	滨海县	67.82
江阴市	84.34	阜宁县	68.52
宜兴市	84.34	射阳县	68.59
徐州市市辖区	57.87	建湖县	68.59
丰县	50.98	东台市	68.59
沛县	50.98	大丰市	68.59
铜山县	59.05	扬州市市辖区	69.61
睢宁县	68.95	宝应县	68.65

附表3 县级行政单元水资源丰富指数 (BWA)

仪征市	83.05	乐清市	87.46
高邮市	68.68	嘉兴市市辖区	84.34
江都市	71.63	嘉善县	84.34
镇江市市辖区	84.52	海盐县	84.34
丹徒区	84.35	海宁市	84.37
丹阳市	84.34	平湖市	84.34
扬中市	86.45	桐乡市	84.34
句容市	86.42	湖州市市辖区	84.34
泰州市市辖区	71.17	德清县	84.34
兴化市	68.59	长兴县	84.34
靖江市	86.45	安吉县	84.34
泰兴市	86.45	绍兴市市辖区	85.62
姜堰市	75.68	绍兴县	85.62
宿迁市市辖区	66.94	新昌县	85.57
沭阳县	65.69	诸暨市	85.62
泗阳县	67.47	上虞市	82.74
泗洪县	70.90	嵊州市	85.62
浙江	85.95	金华市市辖区	88.28
杭州市市辖区	84.90	武义县	89.65
萧山区	85.62	浦江县	85.62
桐庐县	85.80	磐安县	88.68
淳安县	88.28	兰溪市	88.27
建德市	88.26	义乌市	88.15
富阳市	85.62	东阳市	87.90
临安市	85.04	永康市	88.52
宁波市市辖区	80.29	柯城区	88.28
鄞州区	80.29	衢江区	88.28
象山县	80.29	常山县	88.24
宁海县	80.32	开化县	88.40
余姚市	80.35	龙游县	88.28
慈溪市	80.29	江山市	88.22
奉化市	80.30	舟山市市辖区	-
温州市市辖区	87.47	岱山县	-
洞头县	-	嵊泗县	-
永嘉县	87.47	台州市市辖区	87.46
平阳县	87.47	玉环县	87.46
苍南县	87.47	三门县	80.40
文成县	87.68	天台县	87.33
泰顺县	90.95	仙居县	87.46
瑞安市	87.46	温岭市	87.46

临海市	87.40	黄山市市辖区	87.73
丽水市市辖区	94.65	歙县	88.28
青田县	94.67	休宁县	88.32
缙云县	92.85	黟县	88.04
遂昌县	91.02	祁门县	89.96
松阳县	94.69	滁州市市辖区	86.41
云和县	94.69	来安县	83.93
庆元县	94.67	全椒县	86.92
景宁畲族自治县	94.66	定远县	70.56
龙泉市	94.41	凤阳县	70.52
安徽	77.35	天长市	69.70
合肥市市辖区	86.92	明光市	71.55
长丰县	74.24	阜阳市市辖区	70.39
肥东县	84.15	临泉县	70.87
肥西县	81.85	太和县	70.39
芜湖市市辖区	86.92	阜南县	71.60
芜湖县	86.92	颖上县	70.39
繁昌县	86.92	界首市	70.39
南陵县	86.92	宿州市市辖区	70.90
蚌埠市市辖区	70.51	砀山县	63.86
怀远县	70.67	萧县	69.17
五河县	70.84	灵璧县	70.90
固镇县	70.90	泗县	70.90
淮南市市辖区	70.85	巢湖市市辖区	86.92
凤台县	70.43	庐江县	86.92
马鞍山市市辖区	86.92	无为县	86.92
当涂县	86.92	含山县	86.92
淮北市市辖区	70.90	和县	86.92
濉溪县	70.90	六安市市辖区	73.25
铜陵市市辖区	86.92	寿县	71.17
铜陵县	86.92	霍邱县	71.17
安庆市市辖区	86.92	舒城县	86.92
怀宁县	86.92	金寨县	71.19
枞阳县	86.92	霍山县	71.23
潜山县	86.92	亳州市市辖区	70.43
太湖县	86.94	涡阳县	70.56
宿松县	86.93	蒙城县	70.50
望江县	86.92	利辛县	70.39
岳西县	86.25	池州市市辖区	86.92
桐城市	86.92	东至县	87.01

附表3 县级行政单元水资源丰富指数 (BWAI)

石台县	86.93	晋江市	79.69
青阳县	86.92	南安市	79.69
宣城市市辖区	86.92	漳州市市辖区	79.69
郎溪县	86.57	云霄县	79.69
广德县	86.82	漳浦县	79.69
泾县	86.92	诏安县	79.73
绩溪县	87.74	长泰县	79.69
旌德县	86.92	东山县	79.69
宁国市	86.92	南靖县	79.94
福建	84.29	平和县	81.87
福州市市辖区	87.93	华安县	79.69
闽侯县	88.26	龙海市	79.69
连江县	93.00	南平市市辖区	88.21
罗源县	93.07	顺昌县	89.06
闽清县	87.89	浦城县	88.92
永泰县	87.68	光泽县	88.97
平潭县	-	松溪县	89.06
福清市	79.90	政和县	90.81
长乐市	83.04	邵武市	89.06
厦门市市辖区	79.69	武夷山市	89.06
莆田市市辖区	79.69	建瓯市	88.91
仙游县	79.74	建阳市	89.06
三明市市辖区	89.06	龙岩市市辖区	80.23
明溪县	89.06	长汀县	88.71
清流县	89.06	永定县	88.46
宁化县	89.09	上杭县	88.46
大田县	85.55	武平县	88.64
尤溪县	87.81	连城县	88.59
沙县	89.04	漳平市	79.85
将乐县	89.06	宁德市市辖区	93.07
泰宁县	89.06	霞浦县	93.07
建宁县	89.06	古田县	89.91
永安市	88.01	屏南县	91.34
泉州市市辖区	79.69	寿宁县	93.03
惠安县	79.69	周宁县	93.07
安溪县	79.69	柘荣县	93.07
永春县	80.03	福安市	93.07
德化县	87.43	福鼎市	93.04
金门县	-	江西	88.78
石狮市	79.69	南昌市市辖区	87.50

南昌县	87.33	会昌县	92.08
新建县	87.45	寻乌县	92.80
安义县	90.50	石城县	92.08
进贤县	87.39	瑞金市	92.08
景德镇市市辖区	90.54	南康市	92.08
浮梁县	90.55	吉安市市辖区	90.28
乐平市	90.36	吉安县	90.28
萍乡市市辖区	81.48	吉水县	90.28
莲花县	90.27	峡江县	89.27
上栗县	81.48	新干县	87.37
芦溪县	86.35	永丰县	90.31
九江市市辖区	87.44	泰和县	90.28
九江县	87.47	遂川县	91.90
武宁县	90.34	万安县	91.07
修水县	89.78	安福县	90.28
永修县	89.75	永新县	90.28
德安县	87.37	井冈山市	90.31
星子县	87.32	宜春市市辖区	87.24
都昌县	87.32	奉新县	90.46
湖口县	87.23	万载县	87.35
彭泽县	86.95	上高县	87.37
瑞昌市	87.63	宜丰县	87.42
新余市市辖区	87.38	靖安县	90.50
分宜县	87.37	铜鼓县	90.48
鹰潭市市辖区	87.64	丰城市	87.34
余江县	87.57	樟树市	87.36
贵溪市	87.64	高安市	87.84
赣州市市辖区	92.08	抚州市市辖区	88.81
赣县	92.08	南城县	88.89
信丰县	92.05	黎川县	88.89
大余县	92.08	南丰县	88.89
上犹县	92.08	崇仁县	88.85
崇义县	92.07	乐安县	89.59
安远县	92.29	宜黄县	88.89
龙南县	92.08	金溪县	88.64
定南县	92.73	资溪县	88.07
全南县	92.08	东乡县	88.26
宁都县	92.04	广昌县	89.11
于都县	92.08	上饶市市辖区	87.64
兴国县	91.99	上饶县	87.82

附表3 县级行政单元水资源丰富指数 (BWAI)

广丰县	87.65	栖霞市	67.94
玉山县	87.68	海阳市	67.94
铅山县	87.64	潍坊市市辖区	67.94
横峰县	87.75	临朐县	67.93
弋阳县	88.42	昌乐县	67.94
余干县	87.32	青州市	56.51
鄱阳县	87.33	诸城市	67.94
万年县	89.05	寿光市	64.29
婺源县	90.56	安丘市	67.94
德兴市	90.48	高密市	67.94
山东	58.27	昌邑市	67.94
济南市市辖区	50.49	济宁市市辖区	51.59
长清区	54.93	微山县	51.81
平阴县	54.73	鱼台县	50.98
济阳县	53.99	金乡县	50.98
商河县	53.70	嘉祥县	50.98
章丘市	50.24	汶上县	51.77
青岛市市辖区	67.94	泗水县	51.78
胶州市	67.94	梁山县	51.50
即墨市	67.94	曲阜市	51.78
平度市	67.94	兖州市	51.78
胶南市	67.94	邹城市	51.78
莱西市	67.94	泰安市市辖区	51.92
淄博市市辖区	50.23	宁阳县	51.83
桓台县	50.23	东平县	52.79
高青县	50.24	新泰市	51.91
沂源县	65.17	肥城市	51.92
枣庄市市辖区	56.68	威海市市辖区	67.94
滕州市	51.78	文登市	67.94
东营市市辖区	52.01	荣成市	67.94
垦利县	52.19	乳山市	67.94
利津县	54.46	日照市市辖区	63.84
广饶县	50.23	五莲县	67.23
烟台市市辖区	67.94	莒县	65.86
长岛县	-	莱芜市市辖区	51.92
龙口市	67.94	临沂市市辖区	65.16
莱阳市	67.94	沂南县	65.69
莱州市	67.94	郯城县	62.08
蓬莱市	67.94	沂水县	65.95
招远市	67.94	苍山县	59.07

费县	65.52	河南	68.20
平邑县	65.32	郑州市市辖区	69.89
莒南县	64.45	中牟县	70.10
蒙阴县	65.35	巩义市	69.07
临沭县	65.59	荥阳市	66.50
德州市市辖区	53.66	新密市	70.28
陵县	53.70	新郑市	70.39
宁津县	53.70	登封市	70.32
庆云县	53.70	开封市市辖区	70.12
临邑县	53.70	杞县	70.39
齐河县	54.08	通许县	70.39
平原县	53.70	尉氏县	70.39
夏津县	53.70	开封县	69.58
武城县	53.70	兰考县	56.56
乐陵市	53.70	洛阳市市辖区	69.54
禹城市	53.70	孟津县	66.69
聊城市市辖区	53.70	新安县	71.98
阳谷县	53.03	栾川县	71.04
莘县	53.70	嵩县	69.84
茌平县	53.70	汝阳县	70.23
东阿县	54.09	宜阳县	69.78
冠县	53.69	洛宁县	69.78
高唐县	53.70	伊川县	69.78
临清市	53.70	偃师市	69.53
滨州市市辖区	53.77	平顶山市市辖区	70.39
惠民县	53.81	宝丰县	70.39
阳信县	53.70	叶县	70.43
无棣县	53.68	鲁山县	70.39
沾化县	53.70	郟县	70.39
博兴县	50.23	舞钢市	80.09
邹平县	50.23	汝州市	70.39
菏泽市市辖区	51.05	安阳市市辖区	53.78
曹县	50.98	安阳县	60.07
单县	50.98	汤阴县	53.77
成武县	50.98	滑县	36.18
巨野县	50.98	内黄县	52.58
郓城县	51.09	林州市	69.11
鄄城县	52.07	鹤壁市市辖区	69.10
定陶县	50.98	浚县	52.44
东明县	52.75	淇县	56.89

附表3 县级行政单元水资源丰富指数 (BWAI)

新乡市市辖区	53.14	方城县	70.39
新乡县	45.21	西峡县	90.31
获嘉县	50.89	镇平县	70.39
原阳县	41.02	内乡县	72.52
延津县	36.02	淅川县	87.99
封丘县	35.48	社旗县	70.39
长垣县	38.08	唐河县	70.39
卫辉市	55.20	新野县	70.39
辉县市	59.64	桐柏县	82.30
焦作市市辖区	67.34	邓州市	72.08
修武县	55.68	商丘市市辖区	70.03
博爱县	69.84	民权县	59.82
武陟县	60.83	睢县	70.39
温县	70.96	宁陵县	69.67
济源市	67.63	柘城县	70.39
沁阳市	71.18	虞城县	70.03
孟州市	63.48	夏邑县	70.90
华龙区	53.02	永城市	70.90
清丰县	53.64	信阳市市辖区	87.78
南乐县	53.66	罗山县	87.75
范县	39.55	光山县	87.79
台前县	44.32	新县	87.77
濮阳县	39.35	商城县	73.13
许昌市市辖区	70.39	固始县	72.18
许昌县	70.39	潢川县	87.45
鄢陵县	70.39	淮滨县	82.54
襄城县	70.39	息县	81.61
禹州市	70.39	周口市市辖区	70.39
长葛市	70.39	扶沟县	70.39
漯河市市辖区	71.01	西华县	70.39
舞阳县	73.55	商水县	70.39
临颍县	70.39	沈丘县	70.39
三门峡市市辖区	63.07	郸城县	70.39
渑池县	70.74	淮阳县	70.39
陕县	66.15	太康县	70.39
卢氏县	70.06	鹿邑县	70.39
义马市	69.78	项城市	70.40
灵宝市	63.09	驻马店市市辖区	80.25
南阳市市辖区	70.39	西平县	79.88
南召县	70.39	上蔡县	75.89

平舆县	79.57	钟祥市	80.77
正阳县	80.34	孝感市市辖区	87.66
确山县	80.53	孝昌县	87.66
泌阳县	73.78	大悟县	87.69
汝南县	80.25	云梦县	87.10
遂平县	80.25	应城市	82.31
新蔡县	78.33	安陆市	87.66
湖北	86.54	汉川市	80.79
武汉市市辖区	86.11	荆州市市辖区	88.39
黄石市市辖区	87.66	公安县	84.51
阳新县	87.66	监利县	88.43
大冶市	87.66	江陵县	88.50
十堰市市辖区	92.54	石首市	86.02
郧县	92.54	洪湖市	88.32
郧西县	92.54	松滋市	84.28
竹山县	92.54	黄冈市市辖区	87.66
竹溪县	92.54	团风县	87.66
房县	86.10	红安县	87.66
丹江口市	92.30	罗田县	87.66
宜昌市市辖区	90.90	英山县	87.62
远安县	88.61	浠水县	87.66
兴山县	91.84	蕲春县	87.66
秭归县	91.87	黄梅县	86.93
长阳土族自治县	96.65	麻城市	87.66
五峰土族自治县	94.00	武穴市	87.10
宜都市	95.70	咸宁市市辖区	87.66
当阳市	88.50	嘉鱼县	87.66
枝江市	87.78	通城县	87.66
襄樊市市辖区	80.56	崇阳县	87.66
襄阳区	77.75	通山县	87.66
南漳县	82.27	赤壁市	87.66
谷城县	80.80	随州市市辖区	86.86
保康县	84.54	广水市	87.66
老河口市	80.89	恩施市	96.57
枣阳市	70.51	利川市	95.35
宜城市	80.49	建始县	96.51
鄂州市市辖区	87.66	巴东县	93.69
荆门市市辖区	83.05	宣恩县	95.37
京山县	81.25	咸丰县	96.79
沙阳县	86.37	来凤县	92.84

附表3 县级行政单元水资源丰富指数 (BWA1)

湖南	鹤峰县	90.18	岳阳市市辖区	85.17
	仙桃市	80.77	岳阳县	84.19
	潜江市	85.49	华容县	84.30
	天门市	80.76	湘阴县	84.19
	神农架林区	86.13	平江县	84.10
		84.86	汨罗市	84.19
	长沙市市辖区	81.48	临湘市	86.62
	长沙县	82.03	常德市市辖区	86.15
	望城县	82.14	安乡县	84.19
	宁乡县	81.64	汉寿县	84.19
	浏阳市	81.48	澧县	87.54
	株洲市市辖区	81.48	临澧县	89.60
	株洲县	81.48	桃源县	92.77
	攸县	81.48	石门县	89.43
	茶陵县	81.48	津市市	86.89
	炎陵县	81.48	张家界市市辖区	90.29
	醴陵市	81.48	慈利县	90.09
	湘潭市市辖区	81.48	桑植县	90.01
	湘潭县	81.48	益阳市市辖区	84.18
	湘乡市	81.48	南县	84.19
	韶山市	81.48	桃江县	84.29
	衡阳市市辖区	82.81	安化县	84.36
	南岳区	81.48	沅江市	84.19
	衡阳县	81.48	郴州市市辖区	84.93
	衡南县	83.11	桂阳县	84.87
	衡山县	81.48	宜章县	88.44
	衡东县	81.73	永兴县	84.54
	祁东县	81.50	嘉禾县	84.84
	耒阳市	84.84	临武县	87.84
	常宁市	84.82	汝城县	86.13
	邵阳市市辖区	82.73	桂东县	85.79
	邵东县	82.31	安仁县	81.48
	新邵县	82.65	资兴市	84.34
	邵阳县	82.81	永州市市辖区	84.84
	隆回县	83.23	祁阳县	84.78
	洞口县	83.17	东安县	84.77
	绥宁县	89.60	双牌县	84.84
	新宁县	82.75	道县	84.84
	城步苗族自治县	89.41	江永县	85.71
	武冈市	82.79	宁远县	84.84

蓝山县	84.84	乐昌市	88.61
新田县	84.84	南雄市	88.74
江华瑶族自治县	84.90	深圳市市辖区	87.24
怀化市市辖区	92.08	珠海市市辖区	85.43
中方县	92.08	斗门区	85.43
沅陵县	92.81	汕头市市辖区	84.36
辰溪县	92.13	澄海区	84.36
溆浦县	91.85	南澳县	-
会同县	92.08	禅城区	85.43
麻阳苗族自治县	92.12	南海区	85.43
新晃侗族自治县	92.08	顺德区	85.43
芷江侗族自治县	92.08	三水区	86.10
靖州苗族侗族自治县	92.08	高明区	85.45
通道侗族自治县	92.00	江门市市辖区	85.43
洪江市	92.08	新会区	85.43
娄底市市辖区	81.48	台山市	83.63
双峰县	81.48	开平市	85.42
新化县	84.39	鹤山市	85.43
冷水江市	82.60	恩平市	84.83
涟源市	81.49	湛江市市辖区	82.02
吉首市	92.81	遂溪县	82.02
泸溪县	92.51	徐闻县	82.02
凤凰县	92.68	廉江市	82.21
花垣县	92.81	雷州市	82.02
保靖县	92.81	吴川市	82.02
古丈县	92.81	茂南区	82.02
永顺县	91.87	茂港区	82.02
龙山县	92.75	电白县	82.02
广东	85.72	高州市	82.02
广州市市辖区	85.43	化州市	82.02
番禺区	85.24	信宜市	84.44
花都区	85.48	肇庆市市辖区	87.64
增城市	84.06	广宁县	90.32
从化市	86.45	怀集县	90.13
韶关市市辖区	88.61	封开县	87.71
始兴县	88.61	德庆县	87.70
仁化县	88.61	高要市	87.17
翁源县	90.32	四会市	90.29
乳源瑶族自治县	88.75	惠州市市辖区	88.31
新丰县	92.02	博罗县	89.12

附表3 县级行政单元水资源丰富指数 (BWAI)

惠东县	87.66	惠来县	84.36
龙门县	84.04	普宁市	84.36
梅州市市辖区	88.56	云浮市市辖区	87.70
梅县	88.56	新兴县	87.16
大埔县	88.56	郁南县	87.70
丰顺县	86.43	云安县	86.95
五华县	88.56	罗定市	87.69
平远县	88.57	广西	86.78
蕉岭县	88.56	南宁市市辖区	82.32
兴宁市	88.75	武鸣县	85.38
汕尾市市辖区	84.36	隆安县	85.39
海丰县	84.36	马山县	89.60
陆河县	84.37	上林县	91.00
陆丰市	84.36	宾阳县	90.73
河源市市辖区	92.93	横县	82.18
紫金县	91.74	城中区	91.25
龙川县	91.41	柳江县	91.23
连平县	92.66	柳城县	91.25
和平县	92.93	鹿寨县	91.25
东源县	92.93	融安县	91.25
阳江市市辖区	82.02	融水苗族自治县	91.25
阳西县	82.02	三江侗族自治县	91.25
阳东县	82.03	桂林市市辖区	87.14
阳春市	82.05	阳朔县	87.14
清远市市辖区	90.32	临桂县	90.75
佛冈县	90.32	灵川县	87.14
阳山县	90.32	全州县	84.84
连山壮族瑶族自治县	88.22	兴安县	85.63
连南瑶族自治县	90.13	永福县	91.25
清新县	90.32	灌阳县	84.84
英德市	90.32	龙胜各族自治县	91.26
连州市	90.32	资源县	84.56
东莞市	85.56	平乐县	87.14
中山市	85.43	荔蒲县	87.18
潮州市市辖区	84.36	恭城瑶族自治县	87.13
潮安县	84.36	梧州市市辖区	87.53
饶平县	84.36	苍梧县	87.46
揭阳市市辖区	84.36	藤县	87.70
揭东县	84.36	蒙山县	87.70
揭西县	84.36	岑溪市	87.70

北海市市辖区	85.39	巴马瑶族自治县	90.80
合浦县	85.39	都安瑶族自治县	91.00
防城港市市辖区	85.39	大化瑶族自治县	90.97
上思县	82.19	宜州市	91.23
东兴市	85.39	兴宾区	90.91
钦州市市辖区	85.39	忻城县	91.00
灵山县	84.88	象州县	91.24
浦北县	85.06	武宣县	87.76
贵港市市辖区	82.56	金秀瑶族自治县	90.67
平南县	87.70	合山市	91.00
桂平市	84.33	江洲区	82.19
玉林市市辖区	85.39	扶绥县	82.20
容县	87.70	宁明县	82.18
陆川县	83.25	龙州县	82.18
博白县	85.00	大新县	82.28
兴业县	83.45	天等县	84.57
北流市	86.37	凭祥市	82.18
右江区	85.39	海南	87.98
田阳县	85.46	海口市市辖区	87.98
田东县	85.77	三亚市市辖区	87.98
平果县	86.22	五指山市	87.98
德保县	85.24	琼海市	87.98
靖西县	83.02	儋州市	87.98
那坡县	89.32	文昌市	87.98
凌云县	87.12	万宁市	87.98
乐业县	90.84	东方市	87.98
田林县	86.54	定安县	87.98
西林县	85.94	屯昌县	87.98
隆林各族自治县	88.46	澄迈县	87.98
八步区	87.14	临高县	87.98
昭平县	87.14	白沙黎族自治县	87.98
钟山县	87.14	昌江黎族自治县	87.98
富川瑶族自治县	87.12	乐东黎族自治县	87.98
金城江区	91.20	陵水黎族自治县	87.98
南丹县	91.03	保亭黎族苗族自治县	87.98
天峨县	91.00	琼中黎族苗族自治县	87.98
凤山县	91.00	西沙群岛	-
东兰县	91.00	南沙群岛	-
罗城仫佬族自治县	91.25	中沙群岛的岛礁及其海域	-
环江毛南族自治县	91.25	重庆	90.71

附表3 县级行政单元水资源丰富指数 (BWAI)

万州区	91.86	四川	88.09
涪陵区	93.03	成都市市辖区	90.29
渝中区	89.99	新都区	81.52
大渡口区	91.86	金堂县	77.82
江北区	90.38	双流县	91.97
沙坪坝区	89.69	温江县	91.97
九龙坡区	91.34	郫县	91.97
南岸区	91.86	大邑县	91.97
北碚区	89.69	蒲江县	91.97
万盛区	91.94	新津县	91.97
双桥区	80.25	都江堰市	91.60
渝北区	90.81	彭州市	78.09
巴南区	91.86	邛崃市	91.97
黔江区	96.84	崇州市	91.97
长寿区	91.86	自贡市市辖区	77.82
綦江县	91.87	荣县	85.81
潼南县	84.38	富顺县	77.96
铜梁县	84.01	攀枝花市市辖区	95.48
大足县	79.68	米易县	97.29
荣昌县	77.92	盐边县	97.02
璧山县	91.23	泸州市市辖区	90.98
梁平县	91.39	泸县	84.40
城口县	89.69	合江县	92.29
丰都县	92.02	叙永县	92.15
垫江县	91.86	古蔺县	92.85
武隆县	96.84	德阳市市辖区	78.10
忠县	91.86	中江县	83.00
开县	91.84	罗江县	83.20
云阳县	91.86	广汉市	77.82
奉节县	91.87	什邡市	77.82
巫山县	91.86	绵竹市	77.98
巫溪县	91.86	涪城区	84.02
石柱土家族自治县	92.43	游仙区	84.02
秀山土家族苗族自治县	92.81	三台县	84.02
酉阳土家族苗族自治县	94.86	盐亭县	84.51
彭水苗族土家族自治县	96.84	安县	84.02
江津市	91.86	梓潼县	84.06
合川市	87.80	北川羌族自治县	84.02
永川市	90.56	平武县	84.03
南川市	95.32	江油市	84.84

市中区	96.98	长宁县	91.86
元坝区	90.69	高县	91.86
朝天区	96.98	珙县	91.88
旺苍县	89.77	筠连县	91.87
青川县	96.98	兴文县	91.86
剑阁县	89.25	屏山县	94.50
苍溪县	89.22	广安市市辖区	89.69
遂宁市市辖区	84.02	岳池县	89.31
蓬溪县	84.62	武胜县	89.17
射洪县	84.02	邻水县	91.86
大英县	84.02	华莹市	89.69
内江市市辖区	77.82	达州市市辖区	89.69
威远县	80.37	达县	89.69
资中县	77.82	宣汉县	89.69
隆昌县	77.82	开江县	89.87
乐山市市辖区	93.47	大竹县	90.71
犍为县	91.97	渠县	89.69
井研县	91.97	万源市	89.72
夹江县	91.97	雅安市市辖区	91.97
沐川县	92.06	名山县	91.97
峨边彝族自治县	98.04	荥经县	92.03
马边彝族自治县	92.51	汉源县	98.49
峨眉山市	97.43	石棉县	98.88
南充市市辖区	89.16	天全县	91.97
南部县	89.10	芦山县	91.97
营山县	89.68	宝兴县	91.97
蓬安县	89.27	巴中市市辖区	89.69
仪陇县	89.65	通江县	89.69
西充县	88.92	南江县	89.68
阆中市	89.22	平昌县	89.69
眉山市市辖区	91.97	资阳市市辖区	77.82
仁寿县	83.25	安岳县	81.29
彭山县	91.97	乐至县	80.34
洪雅县	91.97	简阳市	78.03
丹棱县	91.97	汶川县	91.97
青神县	91.97	理县	91.97
宜宾市市辖区	92.19	茂县	88.92
宜宾县	90.54	松潘县	90.84
南溪县	91.84	九寨沟县	96.98
江安县	91.66	金川县	98.88

附表3 县级行政单元水资源丰富指数 (BWA1)

小金县	98.88	美姑县	95.17
黑水县	91.97	雷波县	95.44
马尔康县	98.88	贵州	91.67
壤塘县	98.88	贵阳市市辖区	89.08
阿坝县	98.88	开阳县	89.00
若尔盖县	99.51	息烽县	89.00
红原县	99.46	修文县	89.00
康定县	97.99	清镇市	89.00
泸定县	98.77	钟山区	90.51
丹巴县	98.88	六枝特区	93.15
九龙县	97.39	水城县	92.84
雅江县	97.31	盘县	92.89
道孚县	97.33	遵义市市辖区	89.00
炉霍县	97.31	遵义县	89.61
甘孜县	97.31	桐梓县	92.42
新龙县	97.31	绥阳县	94.92
德格县	97.97	正安县	96.80
白玉县	99.71	道真仡佬族苗族自治县	96.84
石渠县	98.19	务川仡佬族苗族自治县	96.84
色达县	98.88	凤冈县	95.02
理塘县	97.31	湄潭县	89.38
巴塘县	99.71	余庆县	89.00
乡城县	99.71	习水县	92.65
稻城县	95.65	赤水市	92.85
得荣县	99.71	仁怀市	92.83
西昌市	97.31	安顺市市辖区	92.41
木里藏族自治县	96.91	平坝县	89.00
盐源县	97.31	普定县	89.49
德昌县	97.31	镇宁布依族苗族自治县	94.36
会理县	95.71	关岭布依族苗族自治县	94.36
会东县	95.44	紫云苗族布依族自治县	92.42
宁南县	95.44	铜仁市	92.08
普格县	95.45	江口县	92.12
布拖县	95.44	玉屏侗族自治县	92.08
金阳县	95.44	石阡县	95.34
昭觉县	95.59	思南县	96.80
喜德县	97.50	印江土家族苗族自治县	96.80
冕宁县	97.32	德江县	96.84
越西县	98.66	沿河土族自治县	96.84
甘洛县	98.88	松桃苗族自治县	92.87

万山特区	92.08	罗甸县	91.00
兴义市	89.31	长顺县	90.77
兴仁县	94.19	龙里县	89.11
普安县	92.16	惠水县	91.00
晴隆县	94.34	三都水族自治县	91.25
贞丰县	94.36	云南	94.47
望谟县	92.64	昆明市市辖区	95.44
册亨县	92.80	呈贡县	95.01
安龙县	91.86	晋宁县	95.34
毕节市	90.66	富民县	95.44
大方县	89.94	宜良县	89.31
黔西县	89.00	石林彝族自治县	89.31
金沙县	89.95	嵩明县	95.31
织金县	89.00	禄劝彝族苗族自治县	95.44
纳雍县	89.00	寻甸回族彝族自治县	95.33
威宁彝族回族苗族自治县	94.02	安宁市	95.41
赫章县	89.80	曲靖市市辖区	89.31
凯里市	92.08	马龙县	89.35
黄平县	90.93	陆良县	89.31
施秉县	91.80	师宗县	89.31
三穗县	92.08	罗平县	89.31
镇远县	92.03	富源县	89.66
岑巩县	92.08	会泽县	95.44
天柱县	92.08	沾益县	91.32
锦屏县	92.08	宣威市	94.57
剑河县	92.07	玉溪市市辖区	89.40
台江县	92.08	江川县	89.32
黎平县	91.72	澄江县	89.36
榕江县	91.31	通海县	89.31
从江县	91.25	华宁县	89.31
雷山县	91.78	易门县	92.93
麻江县	92.07	峨山彝族自治县	91.52
丹寨县	91.75	新平彝族傣族自治县	93.86
都匀市	91.78	元江哈尼族彝族傣族自治县	93.94
福泉市	91.64	保山市市辖区	98.42
荔波县	91.25	施甸县	98.51
贵定县	89.24	腾冲县	97.02
瓮安县	89.06	龙陵县	97.98
独山县	91.18	昌宁县	97.57
平塘县	91.00	昭通市市辖区	95.44

附表3 县级行政单元水资源丰富指数 (BWAI)

鲁甸县	95.44	元谋县	95.44
巧家县	95.44	武定县	95.41
盐津县	94.71	禄丰县	93.64
大关县	95.44	个旧市	90.29
永善县	95.44	开远市	89.67
绥江县	95.44	蒙自县	90.49
镇雄县	92.19	屏边苗族自治县	92.93
彝良县	95.44	建水县	91.74
威信县	92.85	石屏县	92.66
水富县	95.44	弥勒县	89.31
古城区	95.44	泸西县	89.31
玉龙纳西族自治县	96.33	元阳县	95.35
永胜县	95.44	红河县	96.46
华坪县	95.86	金平苗族瑶族傣族自治县	96.48
宁蒗彝族自治县	96.83	绿春县	97.99
翠云区	96.98	河口瑶族自治县	94.19
普洱哈尼族彝族自治县	97.40	文山县	95.70
墨江哈尼族自治县	97.99	砚山县	92.62
景东彝族自治县	97.68	西畴县	96.06
景谷傣族彝族自治县	96.98	麻栗坡县	96.06
镇沅彝族哈尼族拉祜族自治县	97.37	马关县	95.97
江城哈尼族彝族自治县	97.73	丘北县	89.67
孟连傣族拉祜族佤族自治县	96.98	广南县	87.54
澜沧拉祜族自治县	96.98	富宁县	89.51
西盟佤族自治县	96.98	景洪市	96.98
临翔区	98.33	勐海县	96.98
凤庆县	97.17	勐腊县	96.98
云县	97.13	大理市	96.95
永德县	98.42	漾濞彝族自治县	96.98
镇康县	98.51	祥云县	94.80
双江拉祜族佤族布朗族傣族自治县	96.98	宾川县	95.45
耿马傣族佤族自治县	97.72	弥渡县	92.94
沧源佤族自治县	97.25	南涧彝族自治县	95.49
楚雄市	94.42	巍山彝族回族自治县	94.33
双柏县	92.93	永平县	97.03
牟定县	95.44	云龙县	98.31
南华县	94.39	洱源县	96.93
姚安县	95.44	剑川县	97.03
大姚县	95.44	鹤庆县	95.48
永仁县	95.44	瑞丽市	97.01

潞西市	97.10	隆子县	99.86
梁河县	97.01	错那县	99.86
盈江县	97.01	浪卡子县	99.82
陇川县	97.01	日喀则市	98.96
泸水县	99.66	南木林县	98.96
福贡县	99.72	江孜县	98.96
贡山独龙族怒族自治县	99.66	定日县	99.84
兰坪白族普米族自治县	99.29	萨迦县	99.03
香格里拉县	98.71	拉孜县	98.95
德钦县	99.52	昂仁县	99.16
维西傈僳族自治县	99.35	谢通门县	98.96
西藏	99.35	白朗县	98.96
拉萨市市辖区	98.96	仁布县	98.96
林周县	98.96	康马县	99.01
当雄县	99.03	定结县	99.86
尼木县	98.96	仲巴县	98.95
曲水县	98.96	亚东县	99.86
堆龙德庆县	98.96	吉隆县	99.75
达孜县	98.96	聂拉木县	99.86
墨竹工卡县	98.96	萨嘎县	98.95
昌都县	99.34	岗巴县	99.86
江达县	99.68	那曲县	99.70
贡觉县	99.71	嘉黎县	99.61
类乌齐县	99.60	比如县	99.72
丁青县	99.72	聂荣县	99.72
察雅县	99.32	安多县	99.89
八宿县	99.74	申扎县	100.00
左贡县	99.67	索县	99.72
芒康县	99.53	班戈县	100.00
洛隆县	99.72	巴青县	99.71
边坝县	99.76	尼玛县	100.00
乃东县	98.96	普兰县	99.76
扎囊县	98.96	札达县	99.61
贡嘎县	99.04	噶尔县	99.60
桑日县	98.96	日土县	100.00
琼结县	98.96	革吉县	99.88
曲松县	98.97	改则县	100.00
措美县	99.86	措勤县	100.00
洛扎县	99.86	林芝县	99.28
加查县	98.96	工布江达县	98.96

附表3 县级行政单元水资源丰富指数 (BWAI)

陕西	米林县	99.01	大荔县	63.50
	墨脱县	99.93	合阳县	63.13
	波密县	99.96	澄城县	70.68
	察隅县	99.71	蒲城县	65.85
	朗县	98.96	白水县	82.68
		75.02	富平县	63.59
	西安市市辖区	63.54	韩城市	64.00
	长安区	63.54	华阴市	63.54
	蓝田县	63.60	延安市市辖区	82.22
	周至县	70.55	延长县	82.22
	户县	67.38	延川县	82.22
	高陵县	63.65	子长县	82.22
	铜川市市辖区	67.42	安塞县	82.22
	耀州区	63.54	志丹县	82.76
	宜君县	81.36	吴旗县	82.76
	宝鸡市市辖区	71.50	甘泉县	82.87
	凤翔县	70.57	富县	82.87
	岐山县	70.55	洛川县	82.87
	扶风县	70.55	宜川县	82.22
	眉县	70.55	黄龙县	80.60
	陇县	71.22	黄陵县	82.87
	千阳县	71.13	汉中市市辖区	92.54
	麟游县	73.90	南郑县	92.17
	凤县	95.41	城固县	92.54
	太白县	85.43	洋县	92.54
	咸阳市市辖区	69.81	西乡县	92.44
	三原县	63.54	勉县	92.54
	泾阳县	64.87	宁强县	94.62
	乾县	70.55	略阳县	94.74
	礼泉县	70.69	镇巴县	90.89
	永寿县	72.07	留坝县	92.54
	彬县	78.47	佛坪县	92.54
	长武县	78.47	榆林市市辖区	80.90
	旬邑县	78.47	神木县	74.56
	淳化县	66.92	府谷县	74.63
	武功县	70.55	横山县	82.22
	兴平市	70.55	靖边县	82.23
	渭南市市辖区	63.54	定边县	75.57
	华县	63.91	绥德县	81.84
	潼关县	63.31	米脂县	81.14

佳县	74.61	民勤县	38.65
吴堡县	77.40	古浪县	42.72
清涧县	82.23	天祝藏族自治县	72.74
子洲县	82.22	甘州区	49.48
安康市市辖区	92.54	肃南裕固族自治县	46.08
汉阴县	92.54	民乐县	49.48
石泉县	92.54	临泽县	49.48
宁陕县	92.52	高台县	49.48
紫阳县	92.54	山丹县	49.41
岚皋县	92.54	崆峒区	78.47
平利县	92.54	泾川县	78.47
镇坪县	92.54	灵台县	78.47
旬阳县	92.54	崇信县	78.47
白河县	92.54	华亭县	78.46
商洛市市辖区	91.52	庄浪县	76.94
洛南县	70.47	静宁县	76.94
丹凤县	91.71	肃州区	49.48
商南县	92.54	金塔县	49.48
山阳县	92.54	安西县	51.35
镇安县	92.54	肃北蒙古族自治县	52.11
柞水县	92.51	阿克塞哈萨克族自治县	71.04
甘肃	77.94	玉门市	51.35
兰州市市辖区	85.92	敦煌市	51.35
永登县	90.73	西峰区	78.47
皋兰县	87.48	庆城县	78.47
榆中县	87.40	环县	77.90
嘉峪关市市辖区	49.48	华池县	79.17
金昌市市辖区	38.71	合水县	79.11
永昌县	38.68	正宁县	78.47
白银市市辖区	87.38	宁县	78.47
靖远县	87.38	镇原县	78.47
会宁县	87.14	安定区	87.40
景泰县	83.59	通渭县	77.12
天水市市辖区	82.10	陇西县	77.11
清水县	76.94	渭源县	85.58
秦安县	76.94	临洮县	91.76
甘谷县	76.94	漳县	76.95
武山县	76.94	岷县	87.52
张家川回族自治县	76.94	武都区	96.98
武威市市辖区	38.65	成县	96.98

附表3 县级行政单元水资源丰富指数 (BWAI)

文县	96.98	泽库县	98.49
宕昌县	96.96	河南蒙古族自治县	98.47
康县	96.98	共和县	93.33
西和县	96.98	同德县	98.77
礼县	96.97	贵德县	90.41
徽县	96.98	兴海县	95.22
两当县	96.84	贵南县	98.67
临夏市	91.89	玛沁县	98.80
临夏县	91.89	班玛县	98.88
康乐县	91.89	甘德县	99.74
永靖县	86.66	达日县	99.73
广河县	91.89	久治县	99.68
和政县	91.89	玛多县	98.02
东乡族自治县	91.89	玉树县	99.77
积石山保安族东乡族撒拉族自治县	90.42	杂多县	99.32
合作市	91.89	称多县	99.71
临潭县	91.89	治多县	99.88
卓尼县	91.89	囊谦县	99.32
舟曲县	96.98	曲麻莱县	99.87
迭部县	96.98	海西蒙古族藏族自治州	92.91
玛曲县	99.35	格尔木市	92.29
碌曲县	92.42	德令哈市	70.83
夏河县	91.89	乌兰县	75.20
青海	75.39	都兰县	71.10
西宁市市辖区	64.02	天峻县	89.44
大通回族土族自治县	64.02	宁夏	69.50
湟中县	64.24	银川市市辖区	72.07
湟源县	64.02	永宁县	72.07
平安县	64.02	贺兰县	72.07
民和回族土族自治县	71.15	灵武市	69.99
乐都县	64.34	大武口区	72.07
互助土族自治县	64.85	惠农区	71.33
化隆回族自治县	90.41	平罗县	72.07
循化撒拉族自治县	90.41	吴忠市市辖区	72.07
门源回族自治县	93.38	盐池县	66.12
祁连县	49.48	同心县	57.38
海晏县	68.63	青铜峡市	72.07
刚察县	89.87	固原市市辖区	60.45
同仁县	90.41	西吉县	75.34
尖扎县	90.41	隆德县	76.94

泾源县	78.47	拜城县	55.15
彭阳县	78.47	乌什县	48.70
沙坡头区	70.01	阿瓦提县	49.02
中宁县	69.33	柯坪县	48.70
海原县	57.39	阿图什市	51.78
新疆	59.12	阿克陶县	51.80
乌鲁木齐市市辖区	51.42	阿合奇县	48.70
乌鲁木齐县	51.56	乌恰县	51.80
克拉玛依市市辖区	56.35	喀什市	51.80
吐鲁番市	52.06	疏附县	51.80
鄯善县	52.06	疏勒县	51.80
托克逊县	54.68	英吉沙县	51.80
哈密市	43.84	泽普县	57.65
巴里坤哈萨克自治县	71.99	莎车县	57.65
伊吾县	71.99	叶城县	57.75
昌吉市	51.42	麦盖提县	57.65
阜康市	51.42	岳普湖县	51.80
米泉市	51.42	伽师县	51.80
呼图壁县	51.44	巴楚县	57.65
玛纳斯县	51.42	塔什库尔干塔吉克自治县	57.65
奇台县	54.09	和田市	64.38
吉木萨尔县	51.89	和田县	64.41
木垒哈萨克自治县	54.45	墨玉县	64.38
博乐市	64.26	皮山县	64.38
精河县	64.26	洛浦县	64.38
温泉县	64.26	策勒县	71.77
库尔勒市	62.98	于田县	72.10
轮台县	63.01	民丰县	71.80
尉犁县	57.53	伊宁市	84.09
若羌县	73.22	奎屯市	64.22
且末县	87.22	伊宁县	84.09
焉耆回族自治县	63.01	察布查尔锡伯自治县	84.09
和静县	63.01	霍城县	84.09
和硕县	63.01	巩留县	84.09
博湖县	63.01	新源县	84.09
阿克苏市	48.70	昭苏县	84.09
温宿县	49.31	特克斯县	84.09
库车县	55.14	尼勒克县	84.09
沙雅县	58.81	塔城市	71.17
新和县	55.15	乌苏市	64.26

附表 3 县级行政单元水资源丰富指数 (BWA)

额敏县	71.16
沙湾县	51.43
托里县	71.12
裕民县	71.17
和布克赛尔蒙古自治县	55.77
阿勒泰市	82.46
布尔津县	82.46
富蕴县	77.27
福海县	67.88
哈巴河县	82.46
青河县	53.14
吉木乃县	42.88
石河子市	51.42
阿拉尔市	53.21
图木舒克市	57.65
五家渠市	51.42

作者简介

李九一，男，1982 年出生，辽宁省建昌县人。主要研究方向为生态需水、水资源评价与管理。

教育背景：

1999 年 9 月—2003 年 7 月，在清华大学水利系学习，专业方向为水利水电工程，获得学士学位；

2003 年 9 月—2006 年 7 月，在中国科学院地理科学与资源研究所学习，主要研究方向为生态需水理论与方法，获得硕士学位；

2009 年 9 月至今，在中国科学院地理科学与资源研究所攻读博士学位，主要方向为水资源评价与管理。

主要参与项目：

2004 年 9 月—2005 年 12 月，中国工程院重大咨询项目：东北地区水土资源配置、生态环境建设和可持续发展战略研究；

2005 年 9 月—2008 年 10 月，自然科学基金项目：东北地区典型流域生态需水机理与定量方法研究；

2006 年 4 月—2009 年 1 月，欧盟项目：SWITCH(WP5.2) 都市农业用水管理；

2006 年 6 月—2008 年 9 月，国土资源部、广东省人民政府委托项目：广东省国土规划；

2006 年 11 月—2009 年 5 月，国家科技支撑计划：“综合风险防范关键技术研究”子专题“华北地区水资源保障风险的综合防范技术示范”；

2007 年 6 月—2008 年 12 月，国家发展与改革委员会委托项目：全国主体功能区划（2008-2020 年）与省级主体功能区划技术规程；

2008 年 5 月—2008 年 7 月，国家发展与改革委员会委托项目：汶川地震灾后重建规划“资源与环境承重能力评价”项目。

项目资助

感谢以下三个项目对本论文的资助：

1. 自然科学基金项目：东北地区典型流域生态需水机理与定量方法研究；
2. 国家科技支撑计划（2006BAD20B06）：“综合风险防范关键技术与示范”子专题“华北地区水资源保障风险的综合防范技术示范”。
3. 欧盟项目 SWITCH/WP5.2