

前 言

水是维系干旱区生态环境的重要因子。近年来，随着全球气候变暖及人类社会经济活动的不断加剧，干旱区水资源短缺问题愈发严重，已严重威胁到我国的粮食安全和生态系统健康。通过人工调配水资源能够有效缓解干旱区人与自然之间的用水矛盾，但由于水资源总量有限并存在一定的不确定性，依靠外来输水补给地下水来维系生态用水，不能保证生态系统恢复的可持续性。此外，在配置生态用水时，除了确定用水总量外，更重要的是提高用水效率，才能在有限的水资源条件下实现更大规模的生态恢复。因此，如何利用有限的水资源，并协调处理好经济发展同生态环境之间的关系，已成为我国干旱区开展生态修复研究的重点目标。

在上述背景下，本书选取塔里木河流域下游为研究区，通过全面系统地开展野外调查取样，结合以往研究资料，采用水文地球化学、稳定同位素示踪以及地下水数值模拟等方法，分析了地表水-地下水间的转化关系、循环演化规律及转化模式；基于遥感数据以及典型监测断面高精度无人机数据，对生态输水下地下水与植被恢复情况的时空演变特征进行了详细分析；通过固定样方调查、数据观测分析，探究了生态输水下地下水与植被生长状况的动态耦合机制，查明了植被恢复的控制机理；通过设置不同生态输水情景，模拟了不同条件下地下水位变化特征和水均衡变化特征，探讨了适宜的生态输水方案，并取得如下主要成果。

一是从生态输水下地表水-地下水相互作用过程的量化分析来看，研究区地表水和地下水的矿化度及主要离子组分随沿河向下游方向的距离增加而变化，并呈现出明显的空间变异性，多年持续的生态输水显著改变地表水-地下水转化格局，河流渗漏是地下水补给的主要途径。

二是经过 22 次生态输水，研究区地下水埋深明显抬升，地下水矿化度在生态输水后也显著降低，植被覆盖面积明显增大，地下水埋深与矿化度共同调控植被恢复的时空异质性，植被生长的最优地下水埋深和矿化度区间分别为 3.0~4.0 m 和 <4.5 g/L。

三是不同植物在整个生长期水分利用策略各不相同：草本植物主要利用浅层和中层土壤水，灌木类植物主要利用深层土壤水，乔木主要利用深层土壤水和地下水，但这些策略会随季节和生长阶段的调整而改变，春季植物会优先利用浅层土壤水，而秋季利用中层土壤水的比例会有所增加。

四是通过不同生态输水情景的设置与模拟预测发现，目前 $3.5 \times 10^8 \text{ m}^3/\text{a}$ 的生态输水量较为合适，且秋季生态输水的效率高于春季，持续 100 天的输水效果最好，维持现状生态输水量的情况下，每年秋季持续开展分段、定量的生态输水可实现生态效益的最大化。

总之，该项成果融合了水文地质学与生态学跨学科的研究，不仅为干旱区水资源管理与生态系统保护提供了新视角和新方法，而且对类似干旱区的水资源调配与生态系统修复具有重要的借鉴意义。相关研究成果可为干旱内陆河流域水循环机制的理解和干旱区的生态保护与可持续发展规划，提供宝贵的科学知识和经验。

本书的编写得到新疆维吾尔自治区重点研发计划项目“塔里木盆地地下水转化与可持续利用关键技术研究”(2024B03022)，新疆维吾尔自治区重大科技专项“塔里木盆地中新生代盐湖成钾规律、高效勘查评价及资源综合利用”(2022A03009)，新疆第三次科学考察项目“塔里木河流域关键区生态适宜性调查”(2022xjkk0300)、 “新疆盐湖资源综合考察与评价”(2022xjkk1303)，新疆生产建设兵团科技计划项目“环塔克拉玛干沙漠边缘浅层地下水智能探测关键技术研究与应用”(2025AA017) 等项目的资助。本书共 7 章，具体由蒋磊组织实施、编列提纲并负责具体分工，主要完成人有胡顺、汪滢、孙自永、郭帅、何亮、李福杰、王志、张鹏伟、王强、李崇博、刘雷、阿地来·赛提尼亚孜、徐权、齐鹏飞、杨佐怀、郭俊杰、摆翔、何峻岭、王瑞云、杨慧珍、窦力多、阿茹·苏里坦等。撰写过程中，还得到中国地质大学（武汉）环境学院马瑞、胡顺、刘运德、补建伟、潘欢迎以及龙翔等老师的大力帮助，在此一并表示衷心感谢。

目 录

前言

第 1 章 绪论	1
1.1 研究背景及研究意义	1
1.2 国内外研究现状及发展趋势	4
1.3 研究目标、内容、思路	11
第 2 章 研究区概况	14
2.1 研究区自然地理条件	14
2.2 社会经济概况	24
2.3 数据获取与样品采集	25
2.4 本章小结	31
第 3 章 生态输水下地表水-地下水相互作用过程	33
3.1 地表水-地下水相互作用过程的水化学示踪	33
3.2 地表水-地下水相互作用过程的同位素示踪	44
3.3 地表水-地下水相互作用过程的数值模拟	50
3.4 本章小结	65
第 4 章 生态输水下植被的时空演变特征	67
4.1 研究方法	67
4.2 生态输水与地下水埋深及矿化度动态变化间的关系	68
4.3 地下水埋深与区域植被恢复情况的时空演变特征	71
4.4 典型监测断面上地下水埋深及矿化度与植被间的关系	75
4.5 本章小结	87
第 5 章 生态输水下地下水与植被的动态耦合机制	89
5.1 研究方法	89

5.2	地下水影响下的植被水分利用策略·····	95
5.3	植物根系吸水对地下水的响应机制·····	105
5.4	地下水埋深与植被生长状况的动态耦合关系·····	110
5.5	本章小结·····	117
第6章	基于植被恢复与保护的生态输水方案优化·····	118
6.1	塔里木河下游生态输水情况·····	118
6.2	不同生态输水情景方案的设置·····	119
6.3	不同生态输水情景下的模拟与分析·····	125
6.4	生态输水方案优化建议·····	134
6.5	本章小结·····	136
第7章	结论与展望·····	137
7.1	研究结论·····	137
7.2	研究不足与展望·····	139
参考文献	·····	140

图 目 录

图 1.1	研究技术路线图	13
图 2.1	研究区地形地貌图	15
图 2.2	研究区两个国家气象站多年（2000~2023 年）平均气象条件	16
图 2.3	研究区地层、构造分布图	18
图 2.4	研究区水文地质图	20
图 2.5	研究区水文地质剖面图（A—A'位置见图 2.4）	21
图 2.6	研究区土壤类型分布图	22
图 2.7	研究区植被类型分布图	24
图 2.8	无人机数据采集及处理流程图	26
图 2.9	研究区地下水观测井	27
图 2.10	研究区典型生态监测断面位置示意图	28
图 2.11	研究区水、土样品采集点位分布图	29
图 3.1	研究区地表水水化学成分 Durov 图	35
图 3.2	研究区地表水水化学 Piper 三线图	37
图 3.3	研究区地下水水化学成分 Durov 图	39
图 3.4	研究区地下水水化学 Piper 三线图	40
图 3.5	研究区地下水水化学 Gibbs 图	41
图 3.6	研究区地下水主要离子比值关系图	42
图 3.7	研究区地表水与地下水的矿化度、 Cl^- 随距大西海子水库 距离变化情况	44
图 3.8	研究区不同季节、不同断面地表水 δD 、 $\delta^{18}\text{O}$ 同位素组成关系	46
图 3.9	研究区不同季节、不同断面地表水 δD 、 $\delta^{18}\text{O}$ 值沿程变化情况	47
图 3.10	研究区不同季节、不同断面地下水 δD 、 $\delta^{18}\text{O}$ 同位素组成关系	48
图 3.11	研究区不同季节、不同断面地下水 δD 、 $\delta^{18}\text{O}$ 值沿程变化情况	48
图 3.12	模型模拟范围示意图	51

图 3.13	模拟区典型水文地质剖面图	52
图 3.14	模型边界条件概化图	53
图 3.15	模拟区网格剖分及观测孔分布情况	55
图 3.16	模拟区地层岩性及水文地质参数分区	56
图 3.17	模拟区地下水观测井水位拟合曲线图	60
图 3.18	模拟区所有地下水观测点水位相关关系图	61
图 3.19	模拟区水均衡分析区域	62
图 3.20	模拟区地下水均衡随年份变化情况	63
图 3.21	研究区 2018~2023 年生态输水前后地下水等水位埋深图	65
图 4.1	研究区生态输水与地下水埋深变化情况	69
图 4.2	研究区典型断面地下水埋深变化情况	70
图 4.3	研究区典型断面地下水矿化度变化情况	71
图 4.4	研究区地下水埋深与植被覆盖面积的变化情况	72
图 4.5	研究区 2000~2022 年不同等级植被覆盖度分布情况	74
图 4.6	研究区 2000~2022 年不同等级植被覆盖度面积变化情况	75
图 4.7	研究区不同监测断面的 GNDVI 分布图	76
图 4.8	研究区不同监测断面 GNDVI 与地下水埋深关系的散点图	77
图 4.9	研究区不同断面不同地下水埋深区间对应的 GNDVI 统计分析	79
图 4.10	研究区 GNDVI 与地下水埋深的关系	80
图 4.11	研究区不同断面地下水埋深与矿化度的变化情况	81
图 4.12	研究区地下水矿化度与 GNDVI 的关系	82
图 4.13	研究区不同监测断面地下水矿化度和 GNDVI 值的关系	83
图 4.14	研究区不同断面不同类型植被覆盖面积分布情况	85
图 5.1	年平均 NDVI 与地下水埋深关系的“钟形”函数曲线示意图	91
图 5.2	研究区土壤含盐量与 SI-T 一次函数关系图	91
图 5.3	研究区地下水主要参数以及气象数据的动态变化情况	94
图 5.4	模型校准期和验证期土壤含水率和电导率的观测值和模拟值	95
图 5.5	研究区英苏断面典型植被样方布设情况	96
图 5.6	研究区地表水、地下水 δD 、 $\delta^{18}O$ 同位素组成及变化特征	98
图 5.7	研究区土壤水 δD 、 $\delta^{18}O$ 同位素组成及变化特征	99

图 5.8	研究区不同植物植株水 δD 、 $\delta^{18}O$ 同位素组成及变化特征	100
图 5.9	研究区不同月份不同植物利用潜在水源的比例	101
图 5.10	研究区不同植物的根系示意图及分布情况	103
图 5.11	研究区不同深度土壤含水量和土壤水电导率的变化情况	104
图 5.12	水盐胁迫影响情景模拟下的根系吸水情况	106
图 5.13	不同地下水埋深与含盐量情景模拟下的根系吸水情况	107
图 5.14	不同情景模拟下的根系吸水情况	108
图 5.15	不同情景模拟下植物根区土壤平均含盐量变化情况	109
图 5.16	研究区 2000~2022 年年平均 NDVI 分布情况	111
图 5.17	研究区年平均 NDVI 与地下水埋深之间的关系	112
图 5.18	研究区不同监测断面年平均 NDVI 与地下水埋深之间的关系	113
图 5.19	研究区地表土壤盐分指数分布情况	114
图 5.20	研究区植被年平均 NDVI 与土壤盐分指数散点关系图	116
图 6.1	塔里木河下游地区 2000~2022 年生态输水情况	119
图 6.2	不同生态输水量保证率情景模拟分析技术路线图	121
图 6.3	不同生态输水时段情景模拟分析技术路线图	122
图 6.4	不同生态输水方式情景模拟分析技术路线图	123
图 6.5	不同生态输水量保证率情景下地下水等水位线预测变化图	125
图 6.6	不同生态输水量保证率情景下各观测点地下水位预测变化图	126
图 6.7	不同生态输水量保证率情景下水均衡预测变化图	128
图 6.8	不同生态输水起始时间情景下各观测点地下水位预测变化图	129
图 6.9	不同生态输水时长情景下各观测点地下水位预测变化图	130
图 6.10	不同生态输水起始时间情景下水均衡预测变化图	131
图 6.11	不同生态输水时长情景下水均衡预测变化图	131
图 6.12	不同输水方式情景下各观测点地下水位预测变化图	132
图 6.13	不同输水方式情景预测水均衡变化图	133
图 6.14	研究区生态输水河段分段情况示意图	134

表 目 录

表 1.1	地表水-地下水转化关系研究方法列表	6
表 3.1	研究区典型监测断面地表水水化学组分分析结果表	34
表 3.2	研究区典型监测断面地表水水化学离子的毫克当量百分数表	36
表 3.3	研究区典型监测断面地下水水化学组分分析结果表	38
表 3.4	研究区典型监测断面地下水水化学离子的毫克当量百分数表	39
表 3.5	研究区不同季节典型监测断面地表水与地下水 δD 、 $\delta^{18}O$ 同位素组成表	46
表 3.6	研究区各断面地表水对地下水的转化率表	49
表 3.7	校准后水文地质参数分区表	59
表 3.8	模型计算的水均衡结果一览表	62
表 5.1	研究区土壤物理性质及主要参数表	94
表 5.2	地表水、地下水及不同植物植株水的 δD 、 $\delta^{18}O$ 同位素组成表	97
表 5.3	不同深度土壤水的 δD 、 $\delta^{18}O$ 同位素组成表	97
表 6.1	不同生态输水量保证率情景设置表	121
表 6.2	不同生态输水时段情景设置表	122
表 6.3	不同生态输水方式情景设置表	124
表 6.4	保持适宜地下水埋深的生态输水情景设置表	124
表 6.5	适宜地下水埋深下不同河段的生态输水量及影响范围表	134

第1章 绪 论

1.1 研究背景及研究意义

1.1.1 研究背景

据统计,全球干旱区面积占陆地总面积的 41%左右,涉及 20 多个国家和地区,居住着全球 35%以上的人类^[1],并且很多属于贫困人口。由于降水稀少、蒸发强烈,生态系统极其脆弱^[2],干旱区的生态环境问题在全球生态环境研究领域始终占据着突出位置。近年来,随着全球气候变化及人类活动影响的加剧,由此引发的植被退化、土地沙化等生态恶化现象频发,严重威胁着区域生态安全与可持续发展,这不仅制约了当地社会经济进步,还通过大气环流、沙尘传输等过程对周边乃至全球生态环境产生连锁影响^[3]。我国的干旱区主要分布在新疆、甘肃河西走廊及内蒙古贺兰山以西地区,总面积约 $2.97\times 10^6\text{ km}^2$,占西北地区总面积的 70%以上^[4],这些地区是我国实施西部大开发战略的重点地区,也是生态安全战略格局中的重点区域,因此已成为我国生态环境保护工作者关注的焦点^[5]。

深入探究干旱区生态环境问题的根源,水资源不合理开发利用是其中最为关键的因素。随着西北干旱区人口增长和社会经济发展,人类生产生活用水需求不断增加,生态用水不断减少,水资源过度开采、分配不均等问题日益严峻^[6]。为了提升现有人口生活水平与改善经济状况,大量水资源被优先用于农业灌溉与工业生产,生态用水被严重挤占,导致河流断流、地下水位下降,使得大量依赖地下水生长的植被因缺水而枯萎死亡,进而引发一系列生态连锁反应。

为应对干旱区水资源短缺引发的生态危机,实现社会经济以及生态环境的可持续发展,生态输水已成为主要的水资源管理措施。生态输水主要通过人工调配水资源,向生态退化区域补充水源,来解决生产生活与生态环境用水之间的矛盾,从而恢复受损生态系统,维系生态平衡。例如 21 世纪初,陆续实施的塔里木河、

黑河与石羊河等流域生态输水工程,通过合理的水量调配,改善受水区的水文条件,促进植被恢复与生态系统功能修复,有效遏制了流域下游生态环境不断恶化的趋势^[7],并取得了显著的经济、社会和生态效益。

虽然生态输水的实施取得了一定的成效,但距离实现人与自然和谐共生的现代化流域治理目标还有一定差距。这与生态输水方案的制定原则、方法以及实施过程密切相关。当前生态输水方案的制定通常基于生态需水量的估算、水资源的可利用性以及生态系统的优先保护。但由于干旱地区水资源总量有限,并且存在一定的不稳定性,因此,不一定能够保证生态系统恢复的可持续性^[8]。而且在配置生态用水时,除了确定生态用水总量外,更重要的是提高用水效率,才能保证在有限的水资源条件下,实现更大规模的生态恢复^[9]。

然而目前已有的生态输水方案普遍存在效率低下的问题,其深层原因在于对生态系统复杂性的考虑不足。现有生态输水大多采用集中式的地表总量控制模式,仅关注输水总量与时间安排,却忽视了植被空间分布的复杂性^[10]。植被是空间分布式的,不同区域植被类型、生长状况各异,且在水分利用方面呈现显著的季节差异。这种生态输水与植被需水在时空上的脱节,使得大量输送的水资源未能精准匹配植被的实际需求,进而降低了生态输水的效率^[11]。

因此,明晰地表水、地下水与植被之间的时空动态耦合关系,对于优化干旱区生态输水方案、提高水资源利用效率至关重要^[12]。因为生态输水这一过程中输送的地表水被植被直接利用的比例极少,大部分需要转化为空间分布式的地下水,才能被依赖地下水生长的植被有效利用^[13]。鉴于此,科学认识生态输水后地表水-地下水相互作用下的紧密水力联系和频繁交互关系,加强对地表水-地下水-植被时空耦合关系以及地下水依赖型植被对地下水变化的响应机制的研究,据此制定合理的水资源配置和开发利用方案,已成为该领域亟待攻克的方向。

但该研究方向也面临诸多挑战与难题。首先,地表水-地下水-植被系统之间存在长因果链带来的强耦合不确定性。在这一系统中,地表水运动遵循水力学原理,地下水循环受含水层特性制约,而植被生长又遵循生物学规律,各环节相互影响、相互作用,形成复杂的因果链条,使得系统行为难以准确预测。其次,在数据稀缺区,难以获取高分辨率、高精度的数据,无法精确刻画地表水-地下水-植被系统之间的时空变化特征,严重制约了相关研究的深入开展。

塔里木河流域位于新疆塔里木盆地,作为我国干旱内陆河流域生态退化的典

型代表,既是构筑北方生态安全屏障的战略支撑骨架,也是我国荒漠化治理的核心攻坚区域^[14]。其生态问题涵盖了干旱区常见的河流断流、地下水位下降、植被退化等现象,能够代表绝大多数干旱区内陆河流域的生态困境。若能在此区域解决生态输水相关科学问题,所形成的理论与方法将对推动干旱区生态保护与可持续发展具有重大意义。

综上所述,本书将综合运用水文地球化学、稳定同位素示踪、地下水数值模拟以及高精度遥感识别技术等多学科方法,构建塔里木河流域下游多源数据融合的研究体系。通过深入了解生态输水下地表水-地下水的转化关系、循环演化规律及转化模式,量化两水之间的相互作用关系;通过详细分析地下水与植被恢复情况的时空演变特征,探究地下水与植被生长状况的动态耦合机制及控制机理;通过建立考虑时空动态变化的生态输水情景,模拟不同条件下地下水位变化特征和水均衡变化特征,提出提高生态输水效率的适宜生态输水方案。具体涵盖以下两个科学问题:

(1) 针对集中式生态输水与零散式分布植被之间时空耦合关系的研究难题,通过精准识别生态输水下高时空变异性地表水-地下水与植被的时空分布规律,提升生态输水下地表水-地下水-植被相互作用关系的认识。

(2) 针对地表水-地下水-植被系统之间长因果链强耦合不确定性及数据难题,通过精细刻画生态输水下地表水-地下水-植被系统之间的响应过程,提出优化植被恢复与保护的生态输水方案。

1.1.2 研究意义

综合以上研究背景,本书选取对全球气候变化响应较为敏感的塔里木河流域下游为研究区,重点围绕生态输水核心问题展开,意义重大。在理论层面上,针对集中式生态输水与零散式分布植被之间的差异,在深入剖析地表水-地下水-植被的时空耦合关系基础上,突破长因果链强耦合不确定性及数据难题,推动水文地质学、生态学等多学科交叉融合发展;实践应用上,针对塔里木河流域下游典型区域开展研究,所形成的生态输水优化方案与技术,可直接应用于当地生态修复工程,提高水资源利用效率,促进植被恢复与生态系统功能重建,为塔里木河流域下游生态安全提供保障;此外,研究成果还能对其他干旱区生态保护与水资源管理提供可复制、可推广的经验,助力应对全球气候变化背景下干旱区生态退化的严峻挑战,对实现干旱区人地关系协调与可持续发展目标具有深远意义。

1.2 国内外研究现状及发展趋势

1.2.1 生态输水对干旱区生态恢复的影响

生态输水作为恢复受损生态系统的有效手段之一,主要通过改善地下水位,促进受损的地表植被生态系统逐渐恢复^[15]。在我国西北地区实施的一系列生态输水工程,有效提升了区域地下水位、改善了地下水环境质量、恢复了尾间湿地生态系统并优化了湖泊群的空间分布格局。比如,黑河流域的生态输水有效阻止了该地区绿洲生态系统的进一步退化,并在很大程度上恢复了绿洲生态系统^[16]。在石羊河流域实施的生态输水,使得青土湖区域的植被覆盖面积显著增加^[17]。同样,在生态输水后,塔里木河下游地区的植被覆盖面积也出现了显著增长,区域内的草地、灌木林、乔木林以及农田面积均出现了一定程度的提升^[18]。

目前关于生态输水对植被生态系统恢复影响的研究较多,主要集中在研究分析植被响应方式的差异,包括植被覆盖度(FVC)、归一化植被指数(NDVI)及植物群落结构等不同指标的变化^[19]。胡顺等^[20]研究表明,石羊河流域的生态输水在前五年有效增大了青土湖区域的植被NDVI,从2016年开始趋于稳定,并探索了恢复植被NDVI与生态输水之间的关系。王珊珊等^[21]研究表明,随着塔里木河下游地区的地下水位逐步上升,河岸植被也得以较大面积地恢复,草地、灌木林、乔木林以及农田面积均呈现出一定程度的增长态势。

在不同输水量、输水起止时间及输水历时条件下所引起的生态系统响应过程,一直是生态输水影响下生态恢复研究的重点和热点^[22]。易小波等^[23]采用取样测定和点位监测的方法对下游土壤质地、地下水位和植被空间分布特征进行了研究,探讨了干旱区间歇性输水条件下地下水位变化与植被空间分布的相互关系,并在此基础上,研究了不同土壤质地持水性差异对植被生长及空间分布的影响。古力米热·哈那提等^[24]基于达西定律、植物根系吸水速率计算方法,综合利用定点监测及遥感提取方法,对“生态输水—地下水位变化—NDVI变化”之间相互影响过程及影响机理进行定性与定量分析,并在此基础上初步研究了多阶段输水条件下,生态响应过程及干旱胁迫下生态响应机制。刘迁迁^[25]对塔里木河下游“生态输水—地下水响应—生态响应—地下水蒸发变化”过程进行了研究,结果表明

虽然在多年间歇性生态输水下,下游近河岸带生态退化的趋势得到遏制,但其脆弱性依然没有根本转变,在长期断流情况下,地下水位持续下降,依然会导致生态退化。

关于定量研究生态输水与生态系统相互作用过程,生态水文模型是一个不可或缺的有效工具^[26],可用于研究生态输水过程如何影响植物生长和分布。在前人研究的推动下,生态水文模型在水文要素耦合与生态要素方面以及研究生态要素与水文要素相互作用方面得到了长足的发展,并基于多学科交叉融合,建立了系列集成模型,重点解析气候变化背景下的地球表生系统生态水文空间异质性、水文地质演化历史以及未来百年尺度情景响应。总体来说,现有的生态水文模型可以归为两大类,即单向耦合模型与双向耦合模型^[27]。单向耦合模型主要是从水文模拟的角度出发,将陆域模块水文模型所输出的水分数据作为生态模型的驱动源,从而实现不同模型之间的协同工作。而双向耦合模型通过构建水文-生态交互过程,能够实现植被参数动态变化(如叶面积指数、根系深度、凋落物层厚度)与水文过程(如土壤含水量时空变化)的实时反馈。依据模型对水文-植被耦合机理的复杂程度,可划分为概念模型、半物理模型和物理模型三大类别。

生态输水对干旱区生态恢复具有显著的促进作用,然而生态输水是一项复杂的系统工程,当前西北干旱区生态输水工程主要采用“总量控制-断面分配”的模式,在实施过程中仍面临一些问题和挑战,如水资源调配的合理性、生态输水的长期效果评估、不同生态系统对输水的响应差异等^[28]。以塔里木河流域为例,2000年以来累计下泄生态水量 $91.2 \times 10^8 \text{ m}^3$,使下游地下水位明显抬升,大量植被得以恢复。但监测数据显示,地表水向地下水的转化效率仅 18%~23%,且存在显著空间异质性,近河岸 1 km 范围内地下水补给量占总量的 72%,而 3 km 外区域不足 5%^[29]。此外,现有输水系统的集中式管理特征与水-土-植被系统的分布式需求形成结构性矛盾。以黑河下游为例,地表水通过河道入渗补给地下水的过程呈现明显时空分异,水平运移速率旱季(2.1 m/d)与雨季(4.7 m/d)相差 2.2 倍,垂直入渗系数在砂质河床(0.35)与黏土质区域(0.08)差异达 4.4 倍^[30]。植被响应方面,怪柳等地下水依赖型植物在生长季(5~9月)的日耗水量(4.7~6.3 mm)是非生长季的 13~18 倍,这与现行均匀化输水调度存在根本性时序错配^[31]。深层原因在于传统方案未考虑地下水-植被系统的时空耦合特性,生态输水与地下水

依赖型植被水分利用存在季节性差异，因此有必要创新技术解决方案，提高干旱区水资源管理的效率和可持续性。

1.2.2 生态输水下地表水-地下水相互作用过程的研究

干旱区开展生态输水工程虽然调度的是地表水，但其引水区和受水区的水均衡都会受到极大影响，地下水系统必然随之改变。因此，生态输水影响最直接的就是地表水与地下水的物理性质及化学组成的改变^[32]。首先，生态输水显著增加了河流流量、湖泊分布和湿地面积等。黑河流域的生态输水工程实施后，2002～2008年间，下游的居延海湖泊水域面积持续扩大，最终稳定在40 km²左右^[33]。石羊河流域经过生态输水后，尾间湿地形成了湖泊与季节性淹没湿地，湖泊面积超20 km²^[34]。其次，生态输水有效抬升了流域地下水位、淡化了地下水矿化度，增加了地下储水量。陈亚宁等^[35]研究显示，塔里木河下游河道两侧250 m内地下水位上升最为显著，250～450 m范围内变化明显；徐海量等^[36]的研究则表明，阶段性输水后，河道两侧1 km内地下水位呈明显上升态势，但远离河道区域地下水位回升暂不明显。

关于地表水-地下水转化关系的研究分别于1986年和1994年由国际水文科学协会（IAHS）及国际水文地质学家协会（IAH）正式提上议程，随后，此方面的研究成了国内外水文学和水文地质学研究的热点问题之一^[37]。不同学者针对不同研究区采用不同研究方法进行了探讨，主要方法见表1.1。总体来看方法很多，但任何技术方法均存在内在的适用范围与误差范畴，因此需结合研究对象时空尺度和研究目标要求优选最佳方法。

表 1.1 地表水-地下水转化关系研究方法列表

方法	采用技术	适用范围	特征
水动力分析法	用测压管（或水井）测量地下水位确定水力梯度	单点测量、断面监测	基于达西定律、吉林斯基公式以及数值模拟
基流分割法	图解法、BFI法、数字滤波法、HYSEP法、PART法等	应用广泛	方法繁多，缺乏统一的标准，方法的选择需结合研究区水文地质条件和自然地理条件
水化学/环境同位素特征分析法	氢氧稳定同位素、多源统计分析方法	定性和半定量研究	记录水体的形成过程和运移途径

续表

方法	采用技术	适用范围	特征
热示踪法	点式测温技术、分布式光纤测温技术、热红外遥感技术	点、线、面测量	快捷便宜,可根据研究区范围进行调整
模型分析法	分布式水文模型、地下水数值模拟模型	数据齐全的研究区	建模复杂,数据需求量大
智能化方法	遗传算法、混沌理论、人工神经网络、专家系统、数据挖掘	获取水位、水量、水质时空变化	能预测未来变化情景

国际上地表水-地下水转化关系的研究,最早可以追溯至 1856 年 Darcy 提出线性渗透定律,揭示了水在多孔介质中的渗流实验规律^[38]。1877 年,LaBaugh 等^[39]对河流与冲积含水层地下水之间水力联系进行了探讨;随着研究的深入,Horton^[40]提出了径流形成的下渗理论。在 20 世纪 80 年代晚期,美国地质调查局对国内几大流域的地表水与地下水转化情况开展了一次比较全面的调查。结果显示,在每一个地质单元里,地表水和地下水之间存在着紧密的水力联系以及物质交换,而这种联系在很大程度上会受到人类活动的干扰^[41]。

我国地表水-地下水转化的研究主要聚焦于华北平原与西北内陆干旱区,虽然发展历程相对较短,但研究体系较为完备。曲耀光等^[42]作为国内地表水-地下水转化关系研究的先行者,非常具有前瞻性,在 20 世纪的研究中就提到生态失调、人为活动对地下水水质的影响。董新光等^[43]更是采用了系统模型的方法分析地表水-地下水转化关系。21 世纪以来,国际学术合作深度交融,不仅构建了跨国界的研究资源共享平台,更为国内科研团队创造了多元化的技术赋能渠道。采用数学模型已经成为当今水文学研究的必备技术,也是目前能对未来趋势做出预估的唯一手段^[44]。随着经济建设的推进,一系列生态环境问题逐渐凸显,促使水循环的生态效应以及生态基流补给问题的研究受到决策者们的高度关注^[45]。

当前,世界水文地质学界在地表水-地下水交互作用机理研究方面呈现出多学科交叉的发展特征,包括采用多示踪剂^[46],综合地球物理测量、水文地球化学、统计分析等不同手段^[47]。尽管多示踪剂联测技术可显著降低研究结果的误差,但其仍受制于样本采集流程复杂、分析成本偏高以及示踪剂应用局限性等多重技术瓶颈。由于地表水-地下水交互作用的复杂特征,还需通过集成多学科、多方法构建协同观测网络,依托多源数据融合建模实现定量化表征与机理解析,进而降低

研究结果的误差。

在人类活动影响下,干旱区地表水-地下水的交互作用频繁^[48],伴随着生态输水工程的实施,地表水-地下水相互作用在时间和空间上间歇性、多方式的改变,使得河岸带地表水和地下水的水文过程变得非常复杂。靠近河道的河岸带区域,地下水位的动态变化与河流流量的动态变化存在着显著的相关性。然而,随着距离河道的距离逐渐增加,这种相关性会逐渐减弱,并且表现出一定的滞后性^[49]。相关研究指出,在塔里木河下游地区,距离河岸 750 m 的范围内,地下水位波动较为强烈,地下水的矿化度显著降低,并且形成了地下水淡水透镜体。当距离河岸的距离超过 750 m 时,地下水位的波动幅度较小,地下水的矿化度含量则显著升高^[50]。除此之外,河岸的坝体修建也会对河岸带地下水对生态输水过程中的响应产生影响^[51]。

1.2.3 生态输水下地下水与植被的关系

地表水是植被生态系统发展的源泉,地下水是地表生态过程演变的关键控制要素^[52]。当生态输水发生变化时,必然引起地下水的变化,从而影响到植被生态系统的变化^[53]。

首先生态输水对地下水埋深具有较大的影响,通过地下水埋深的变化影响植被生长。当地下水埋深偏大时,植被会遭受水分胁迫;而过高的地下水位可能导致根系遭受涝灾和缺氧,甚至最终增加植被的死亡率^[54]。如 Zhao 等^[55]研究了黑河流域植被变化与地下水运动的耦合关系,他们发现流域植被盖度受地下水位的限制,地下水埋深决定了流域植被类型。赵传燕等^[56]在黑河下游地区开展了地下水与植被动态耦合模拟,结果表明:黑河下游胡杨的最适宜地下水埋深和平均地下水埋深分别为 2.6 m 和 3.6 m,柽柳则分别为 2.0 m 和 3.0 m,胡杨的高盖度分布区主要集中在河道两侧的区域,而柽柳则可以在黑河下游的大部分区域以较高的盖度生存。

除了地下水埋深分布之外,生态输水还会影响到地下水埋深的动态变化,进而影响天然植被的生长发育。苏培玺等^[57]研究发现,荒漠区植物个体的表型特征也对地下水位的变化具有明显响应,如胡杨能在同一植株生长两种形态的叶子以适应水分环境,其中长条状柳叶形光合效率低,蒸腾速率较低,耗水量小,而椭圆状杨叶形更耐干旱,光合效率高,能经受更严峻的环境胁迫,使胡杨在极端

环境下得以生存并能达到较高生长量；柳叶形的减少或消失，反映了大气干燥和地下水位的下降。张武文等^[58]在额济纳旗荒漠区研究发现，相同的植被景观，地下水埋深却相差约 3.0 m。其原因主要是绿洲植物群落的动态演变与地下水动态变化之间的耦合响应。有关观测数据显示，额济纳旗河岸带附近的地下水埋深年际波动幅度达 1~2 m，而荒漠区的地下水位年变幅则低于 0.5 m，这种空间异质性特征显著影响着植被分布格局。

再者生态输水对地下水化学组成也具有较大的影响，从而影响植被的生长。陆地上多数植物属于甜土植物，能够适应低浓度的盐分环境，仅耐盐性较强的甜土植物以及盐生植物具备在盐渍化生境中维持正常生理代谢的能力，而其他物种则因渗透压失衡难以在此类极端环境下存活。当地下水矿化度升高后，盐分会积聚在土壤环境中，导致植被开始出现生产力下降、个体死亡、种群衰退等现象^[59]。相关研究表明，干旱内陆盆地潜水矿化度的高低对植物生长状态会产生显著影响，植被生长状况普遍与地下水矿化度呈负相关性^[60]，随着矿化度的增加，植物成活率下降，生物量也减少，只有保持较好的水质才能保证物种多样性的最大化^[61]。Meglioli 等^[62]监测了密集放牧区的地下水化学、同位素组成及地下水位波动，认为密集放牧区与浅层地下水和垂向溶质运移存在相互作用。Zhou 等^[63]对苏干湖湿地地下水的化学物质与植被物种的适应关系进行了研究，认为冷蒿（*Artemisia frigida*）等植物对地下水矿化度较高的环境适应能力最强，杉木（*Cunninghamia lanceolata*）对地下水的矿化度、盐度和硬度有较强的适应性。

反之，植物群落在发育演替与变化过程中，同样也会引起地下水位、水化学成分、土壤、含水率以及地下水利用量的变化^[64]。植被生长时会利用根系吸收地下水或其上方的土壤水，通过蒸腾和排水作用消耗大量的地下水^[65]，这样就会降低地下水位并引起周围环境和更深含水层的地下水侧向流动^[66]。此外，植物的生理活动还会对地下水的化学成分产生影响^[67]。植物根系在吸收地下水的过程中，会将其中的溶质排出体外。如果缺乏相应的溶质移除机制，这一过程可能会导致地下水矿化度逐渐升高，进而影响植物自身以及其他植被对地下水的吸收和利用。

在国际上，干旱区地下水与植被生态系统的保护也是一个全球性问题^[68]，国际水文计划第五阶段（IHP-V）提出要解决干旱区地下水资源和生态水文退化的风险问题；第七阶段（IHP-VII）侧重于地下水生态系统的识别、调查和评估；第八阶段（IHP-VIII）提出要利用现有科学知识探索新方法，并强调社会、经济、水

资源和生态要协调发展^[69]，足以看出干旱区地下水的生态功能在世界范围内受到广泛的关注。国际上研究人员对干旱区内陆河流域的地下水与植被生态系统也进行了大量研究，如 Eamus 等^[70] 定义了依赖地下水的生态系统，并指出干旱区植被生态系统完全或大部分依赖地下水资源。Glazer 等^[71] 指出地下水位变化是影响植被生长状况的关键因子。Naumburg 等^[72] 系统研究了美国大盆地内地下水位波动对植被的影响，认为地下水位波动不仅影响植被的生长，还影响植物群落结构和生态系统，良好的植被生态系统可以有效防止水土流失和荒漠化。

总之，生态输水下地下水与植被生态系统之间的水文-生态耦合关系十分复杂，其核心涵盖了地表水-地下水-土壤-植被系统中水分迁移、养分循环及能量交换过程等多个要素的协同调控。当前，该部分内容也是生态水文地质学领域研究的重要课题。

1.2.4 存在不足及发展趋势

(1) 受限于水资源禀赋的约束，生态输水工程面临诸多不确定因素的干扰，加之输水距离长、时空异质性显著，致使径流波动性显著、输水过程呈现间歇式的特征。如何界定生态输水的空间阈值，构建水资源高效利用范式，实现生态输水效益的最大化，这方面的研究与有效实践还存在一定的差距。

(2) 当前关于塔里木河下游地区地表水-地下水转化关系的研究主要集中在模拟短期补给期内的瞬态条件，对于多阶段补给条件下地下水位解析模型的构建较少。在模型模拟方面，仅是水文模型或仅是植被生长模型的构建和模拟，而地表水-地下水-植被生态系统耦合的模型模拟研究还相对欠缺。

(3) 大多数生态水文模型应用于大尺度的地下水依赖型生态系统上都有局限性，这就导致塔里木河下游地区的水资源开发利用量化研究缺乏系统性理论与权威性结论，并对水资源利用、经济作物生产及生态安全格局的协同发展构成一定的制约。

综上，系统开展塔里木河下游地区地表水-地下水相互作用机理及水循环-水均衡动态过程的分析研究，揭示水文过程与植被生态系统的耦合响应机制，能够为该区生态输水方案制定、水资源协同调控及重大工程布局提供关键性的科学基础。