

西部生态脆弱矿区采动水资源与生态环境效应

姚强岭^{1,2}, 于利强^{1,2,3}, 陈胜焱^{1,2}, 李英虎^{1,2}, 李学华^{1,2}

(1. 中国矿业大学 深部煤炭资源开采教育部重点实验室, 江苏 徐州 221116; 2. 中国矿业大学 矿业工程学院, 江苏 徐州 221116;

3. 米兰理工大学 土木与环境工程学院, 伦巴第大区 米兰 20133)

摘 要:西部生态脆弱矿区是我国重要的煤炭生产基地, 当前煤炭开采规模与强度已远超其环境承载能力, 极有可能造成生态环境的不可逆破坏。后煤炭开采阶段地表生态修复将是该区域面临的最突出的环境问题, 而水资源在此过程中起基础配置作用, “水-环”矛盾突出。煤矿采动水资源是指因采矿活动而转移、汇集并有效储存的水资源, 为人造含水层, 从区域水循环的角度来看其对地表生态修复具有举足轻重的作用。在总结已有研究成果的基础上, 提出了采动水资源总量及采动空间存储量的计算方法, 阐述了其与覆岩结构、水文地质、煤层开采及储水空间稳定性等影响因素之间的关系, 建立了包含 3 个方面 15 种参数的采动水资源潜力评价体系; 分析了区域水循环模式及采动影响下的生态损伤过程, 探讨了维持生态平衡所需采动水资源总量的计算方法, 定义了区域最佳、合理及最低生态需水量的概念, 提出了地表生态环境修复效果评价指标, 构建了基于煤炭开采全周期的矿井规划设计思路及技术体系; 以西部生态脆弱矿区某矿为例, 阐述了区域水循环下的水量平衡/超平衡状态, 评估和预测了地表生态修复效果。研究表明: 即使在枯水年, 当前采动水资源总量亦能为地表生态环境提供可靠、足够的水资源, 生态修复等级为Ⅱ级。平年和丰年则可以在Ⅰ级水平下修复 1.53~2.26 倍采空区面积的地表生态环境, 同时可以维持更大区域的生态系统功能完整性, 比例系数在丰年最高达 9.03。采动水资源总量随煤炭开采面积增大而逐级增加, 在满足区域生态用水需求的前提下, 将其作为战略储备资源长期储存并适时用于国防、民生、工业等方面是下一步重点研究的方向。水是区域生态环境要素改变过程中最关键的影响因素, 采动水资源的保护与利用对煤炭安全高效开采与生态环境修复均具有重要的战略价值。

关键词:区域水循环; 采动水资源; 生态修复; 水量预测

中图分类号: TD98 **文献标志码:** A **文章编号:** 0253-9993(2025)02-0748-20

Mining-affected water resources and ecological effects in ecologically fragile mining areas of western China

YAO Qiangling^{1,2}, YU Liqiang^{1,2,3}, CHEN Shengyan^{1,2}, LI Yinghu^{1,2}, LI Xuehua^{1,2}

(1. Key Laboratory of Deep Coal Resource Mining (CUMT), Ministry of Education, Xuzhou 221116, China; 2. School of Mines, China University of Mining & Technology, Xuzhou 221116, China; 3. China Department of Civil and Environmental Engineering, Politecnico di Milano, Milano 20133, Italy)

Abstract: The ecologically fragile mining area in the west is an important coal production base in China, and the current scale and intensity of coal mining has far exceeded its environmental carrying capacity, which is very likely to cause irre-

收稿日期: 2023-12-14 策划编辑: 郭晓炜 责任编辑: 钱小静 DOI: 10.13225/j.cnki.jccs.2023.1695

基金项目: 国家自然科学基金面上资助项目 (51874283, 51674248); 国家自然科学基金青年科学基金资助项目 (51304208)

作者简介: 姚强岭 (1982—), 男, 河南兰考人, 教授, 博士。E-mail: yaoqiangling@cumt.edu.cn

通讯作者: 于利强 (1996—), 男, 内蒙古赤峰人, 博士后, 博士。E-mail: yuliqiangcumt@163.com

引用格式: 姚强岭, 于利强, 陈胜焱, 等. 西部生态脆弱矿区采动水资源与生态环境效应[J]. 煤炭学报, 2025, 50(2): 748-767.

YAO Qiangling, YU Liqiang, CHEN Shengyan, et al. Mining-affected water resources and ecological effects in ecologically fragile mining areas of western China[J]. Journal of China Coal Society, 2025, 50(2): 748-767.



移动阅读

versible damage to the ecological environment. The restoration of surface ecology in the post-coal mining stage will be the most prominent environmental problem facing the region, while water resources play a fundamental role in this process, and the contradiction between "water-environment" is prominent. Mining-affected water resources refers to the water resources transferred, pooled and effectively stored due to mining activities, which are artificial aquifers, and play a pivotal role in the surface ecological restoration from the point of view of the regional water cycle. On the basis of summarizing the existing research results, the calculation methods of the total amount of mining-affected water resources and the storage capacity of mining space were proposed, the relationship between them and the influencing factors such as overburden structure, hydrogeology, coal mining and the stability of water storage space were elaborated, and the evaluation system of the potential of mining-affected water resources, which contains 15 parameters in three aspects, was established. The regional water cycle pattern and the ecological damage process under the influence of mining were analyzed, the calculation method of the total amount of mining-affected water resources required to maintain ecological balance was explored, the concepts of the optimal, reasonable and minimum ecological water demand in the region were defined, the indicators for evaluating the effect of surface ecological environment restoration were proposed, and the mine planning and design ideas and technical system based on the whole cycle of coal mining were constructed. Taking a mine in an ecologically fragile mining area in the west as an example, the state of water balance/overbalance under the regional water cycle was described, and the effect of surface ecological restoration was assessed and predicted. The results shows that even in dry years, the current volume of mining-affected water resources can provide reliable and sufficient water resources for the surface ecosystem, and the ecological restoration level is Class II. The surface ecosystem of 1.53–2.26 times the area of the goaf can be restored at the level of Class I in both common and abundant years, and the functional integrity of the ecosystem can be maintained over a larger area, with the ratio coefficient of up to 9.03 in an abundant year. The volume of mining-affected water resources increases step by step with the increase of coal mining area, and under the premise of meeting the regional ecological water demand, it is the next key research direction to store it as a strategic reserve resource for a long period of time and use it for national defense, people's livelihood and industry in due time. Water is the most critical influencing factor in the process of changing regional ecological environment elements, and the protection and utilization of mining-affected water resources have important strategic values for both safe and efficient coal mining and ecological environment restoration.

Key words: regional water cycle; mining-affected water resources; ecological restoration; water quantity forecast

0 引言

英国能源研究院 (EI) 发布的《2023 年世界能源统计年鉴》数据显示^[1], 以煤炭为代表的化石燃料仍占世界能源供给的主要部分 (占比约为 82%), 2022 年世界煤炭产量同比增长 7.9%, 其中 95% 以上的增量由中国、印度和印度尼西亚贡献。煤炭是我国重要的战略资源, 2022 年我国煤炭消费量在国家能源消费总量中的占比高达 56.2%, 并且预计在未来一段时间内我国能源消费仍将以煤炭为主^[2]。我国煤炭资源分布极不均衡, 具有典型的“西多东少、北裕南瘠”特征。2012 年国家发展改革委印发的《煤炭工业发展“十二五”规划》(发改能源〔2012〕640 号)^[3]提出建设的 14 个大型煤炭基地中, 包括神东、陕北、黄陇、宁东、新疆等在内的 10 个煤炭生产基地均位于晋、陕、蒙、新、宁等西部矿区。随着近些年国家煤炭需求量的增加以及东部矿区煤炭资源的枯竭, 西部矿区已成为保障我国

能源战略安全的重要煤炭生产基地^[4-5]。根据国家统计局数据, 截至 2022 年, 西部矿区煤炭年产量在全国总产量中的占比已超过 80%。

西部矿区在地理位置上普遍位于缺水带、少水带和过渡带, 气候干旱、降水量少, 生态阈值低且生态脆弱。据《中国统计年鉴 2023》数据^[6], 该区域水资源总量约为 1 951.5 亿 m^3 , 不足全国水资源总量 (约 27 088.1 亿 m^3) 的 10%, 用水量 (约 991.2 亿 m^3) 却占全国用水总量 (约 5 998.2 亿 m^3) 的 16% 左右, 且年平均蒸发量远超其年平均降水量。尽管该区域降水量每 10 a 增加 0.11 mm^[7], 但仍无法改变水资源极度匮乏的现状。

西部矿区具有特殊的自然、地质和采矿环境, 当前煤炭开采的规模和强度已远超其环境承载能力, 大规模的煤炭地下开采破坏了煤层顶板覆岩及含 (隔) 水层结构, 导致地下水循环模式及赋存、补给、径流、排泄方式发生改变, 大量地下水渗入覆岩裂隙与采空

区^[8]。据统计,该区域地下水位因煤炭开采而下降 1~12 m,多数区域已下降至基岩面以下,逼近甚至低于该区域植被的“生态水位”^[9],以干旱灌丛草原为主的西部生态脆弱矿区地表生态受到严重威胁,极有可能造成地表径流干涸、植被退化、生态群落消亡等局部区域生态环境不可逆的破坏。

综上可知,兼顾国家能源战略安全与生态环境长期稳定及恢复是西部生态脆弱矿区当前亟需解决的重大科学问题。从矿区开采全周期的角度来看,水是矿区生态环境要素改变过程中最关键的影响因素,起基础配置作用,水资源已成为西部矿区生态修复最大的刚性约束^[10]。习近平总书记在全面推动黄河流域生态保护和高质量发展座谈会上亦指出,生态环境保护与修复要坚持“以水而定、量水而行”。近年来,矿区水资源保护与生态环境修复等问题逐渐得到国家的高度重视。2013 年,国家发展改革委发布《矿井水利用专项规划》^[11],提出应逐步建立完善的矿井水利用法律法规体系、宏观管理和技术支撑体系,实现矿井水利用产业化。2015 年,中共中央、国务院出台《关于加快推进生态文明建设的意见》^[12],指出要开展矿山地质环境恢复和综合治理,积极开发利用再生水、矿井水等非常规水资源。同年,国务院印发《水污染防治行动计划》^[13],明确指出煤炭矿区的补充用水、周边地区生产和生态用水应优先使用矿井水。2016 年,原国土资源部等 5 部委审议通过《关于加强矿山地质环境恢复和综合治理的指导意见》^[14],提出推进废弃矿山的山、水、田、林、湖综合治理,发展绿色矿业,建设绿色矿山。2020 年,生态环境部、国家发展改革委、国家能源局联合印发《关于进一步加强煤炭资源开发环境影响评价管理的通知》^[15],指出矿井水应优先用于项目建设及生产,并鼓励多途径利用多余矿井水,同时对确需外排的矿井水的水质提出了明确要求。这些政策的出台与贯彻执行为西部生态脆弱矿区地下水资源利用及生态环境修复提供了有力支持。

20 世纪 90 年代至今,国家和煤炭企业对矿井水的观念实现了由“水害”向“煤伴生资源”的转变^[16],但矿井水利用率仍较低。据统计,2018 年我国煤矿年产生矿井水总量超过 60 亿 m³(约 68.9 亿 m³),而利用率仅为约 35%^[17]。根据各行业用水水质要求,矿井水可用于井下和地面冷却、降尘、消防、植被绿化、农业灌溉、径流补给等生产、生活和生态用水,但以往大多数煤矿的做法是将矿井水处理后外排至地表。这一方面导致矿井水资源的蒸发浪费或空间转移,造成开采区域水资源总量减少;另一方面,水资源的流失不利于后煤炭开采阶段的生态修复,无法实现水资源的

生态环境效益最大化。以陕北地区为例,生产 1 t 煤炭约损失 1.9 m³ 水资源。1987—2003 年,神木县水资源总量损失率超过 50%^[18]。因此,能否有序、合理、高效规划和利用矿井水,将对西部生态脆弱矿区生态环境保护与修复产生深远影响。

1 采动水资源保护与利用

1.1 采动水资源概念与技术框架的提出

西部生态脆弱矿区地质环境的特殊性决定了该区域煤炭开采过程中,必须优先保护和科学利用有限的水资源,才能维系和改善脆弱的矿区生态环境^[19]。1992 年,范立民^[20]针对鄂尔多斯盆地北部神木矿区出现的水环境问题,首次提出了保水采煤的思路和方法;经过对榆神府矿区水文地质环境问题的研究,范立民^[21]于 1995 年首次使用“保水采煤”一词。2003 年,钱鸣高等^[22-24]提出了包括保水开采、煤与瓦斯共采、充填开采等在内的煤矿“绿色开采”理念及技术框架,旨在形成一种与环境协调一致的煤炭开采技术;为进一步拓展煤炭科学开采理论,钱鸣高等^[25-28]指出必须研发适合于西部矿区的煤炭开采与水资源协调技术。“保水开采”技术的核心思想是保护含水层结构和生态水位的稳定性,是一种寻求煤炭开采规模及强度与水资源承载力最优解的煤炭开采技术^[29]。但由采场覆岩运移规律可知,煤炭大规模的地下开采会不可避免地破坏含水层结构并形成导水裂隙,地表水、松散层含水层水及岩层孔隙裂隙水等水资源的空间转移是一个客观存在的现象。

顾大钊等^[30-31]自 1995 年开始以神东矿区为生产和实验基地进行矿井水保护与利用技术的探索,并于 2015 年提出了基于导储用理念的煤矿地下水库理论框架和技术体系,即利用人工坝体连接煤柱坝体(原为区段煤柱或边界煤柱)在采空区内形成密闭空间进行储水,矿井水经采空区碎裂岩体原位过滤、净化等环节进而在井下或地面进行工业、农业利用。煤矿地下水库技术的提出为煤炭开采过程中水资源的保护与利用提供了新的思路,有效缓解了西部生态脆弱矿区煤炭安全高效开采与水资源保护利用之间的矛盾。以神东矿区为例,目前已累计建设煤矿地下水库 33 座^[32],年处理及供应水资源量占矿区用水总量 95% 以上,矿井水利用率提高至 83%^[17]。当前,国家资源部已将煤矿地下水库技术作为新技术在全国推广应用,庞义辉等^[33]、鞠金峰等^[34]、陈苏社等^[35]、方杰等^[36]、汪北方等^[37]学者则通过对储水空间及储水系数计算等关键问题的研究,进一步完善了煤矿地下水库技术体系。

姚强岭等^[16]针对西部生态脆弱矿区煤炭开采活动引起的水资源空间转移问题,提出了“采动水资源”的概念,即利用煤炭开采过程中形成的开采空间与采动裂隙,通过工程措施将富水性弱、分布广、厚度大的弱含水层有效汇集,形成可直接开发与利用的水资源,并可以推广至非煤炭开采地层中的不能被常规利用的弱含水层和通过开采目标层而形成的可被利用的碎裂岩体储水层。采动水资源开发的本质是通过工程措施对采动水资源进行科学引导和规划,并利用采动空间实现采动水资源与地表水、地下水之间有效循

环利用,如图1所示。采动水资源概念及其开发利用技术体系的提出,不仅拓展了水资源内涵,而且为矿区后煤炭开采阶段生态保护与修复奠定了水资源基础。采动水资源开发技术体系从煤炭开采全周期的角度出发,综合考虑了采动水资源汇集、转移、净化、储存与利用的全过程,最终服务于地表生态建设,如图2所示。采动水资源开发的目的在于实现采动水资源的资源化利用,充分发挥其在煤炭开采中的基础配置作用,进而形成以环境修复为导向的“水-环”联动机制。

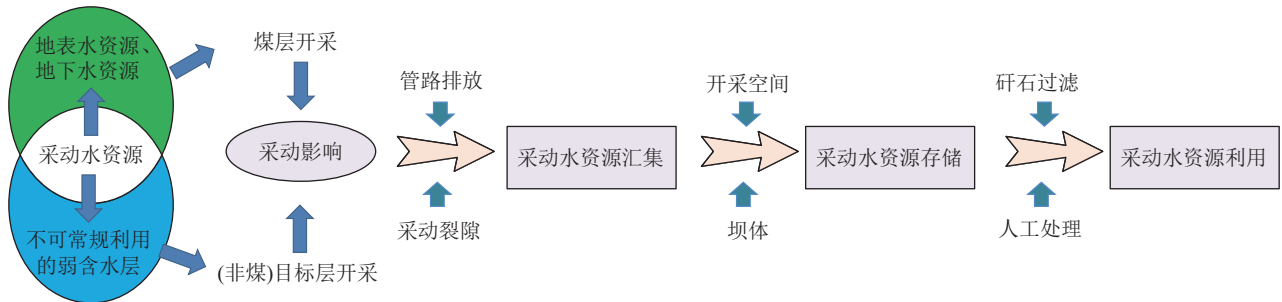


图1 采动水资源开发原理^[16]

Fig.1 Principles of exploitation of mining-affected water resources^[16]

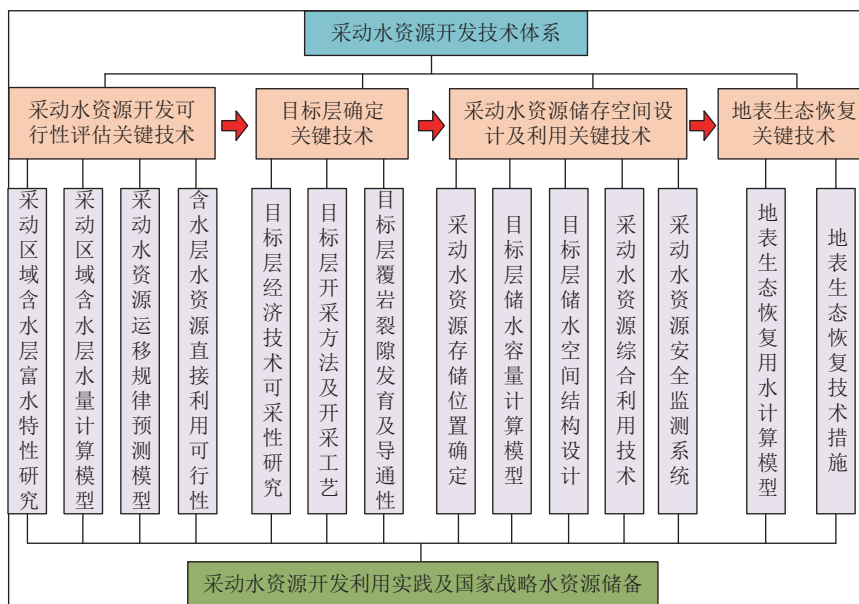


图2 采动水资源开发技术体系^[16]

Fig.2 Technical system for the exploitation of mining-affected water resources^[16]

1.2 采动水资源在生态环境中的作用

自然界中,水通过蒸发、蒸腾、水汽输送、大气降水、下渗、径流等环节在水圈、大气圈、岩石圈、生物圈内连续运动,进而构成完整的水循环模式。其中,陆地内循环主要通过大气降水、地表水和地下水之间的相互沟通和交换构成,如图3所示。大气降水在地表形成径流并通过渗透进入地下土层,一部分水滞留

在包气带内作为地表植被用水的主要来源,其余水分补给地下含水层。同时,地表与包气带中的水分通过蒸发、蒸腾作用上升、凝结成大气降水,各部分水量的关系为

$$P = R + E + \Delta S + G \quad (1)$$

式中: P 为降水量; R 为对地表径流的补充水量; E 为蒸发水量; ΔS 为包气带水分滞留水量; G 为对含水层

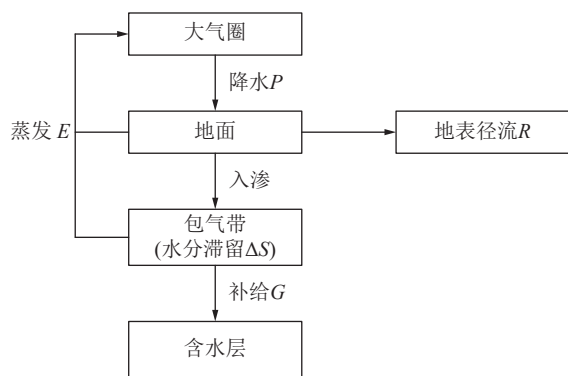


图3 陆地内循环模式及各部分水量示意

Fig.3 Schematic representation of the land circulation pattern and the volume of water in each component

的补给水量。

西部生态脆弱矿区处于干旱与半干旱区域,气候炎热、蒸发量远大于降水量,该区域地表植被种类多为草本植物及旱生草类与灌木,这些原生植被依靠地下潜水及地表径流等稳定补给途径,在不受外界干扰的条件下可维持生态系统功能的完整性。大规模、高强度的煤炭地下开采需消耗大量水,会加剧当地水资源短缺问题,并导致地面沉降、地裂缝、水土流失、土地沙化等^[38],促使该区域土地保水/保墒能力下降,原生植被赖以生存的生态平衡被打破。具体地,采动影响下覆岩内部形成的导水裂隙有时会直接到达地表,导致地表水及上层滞水、潜水等地下水的排泄方式发生改变,越流补给给下方含水层并先后渗(溃)入覆岩裂隙和采空区。受补给途径减少、排泄方式增加的影响,包气带含水饱和度迅速下降,地下水位逼近或低于植被生态安全地下水位埋深。在可预见的时间内,基于当地气候特征及现有补给方式形成的植被生存条件极有可能低于其可持续发展的最低要求,并进一步导致生态环境的不可逆破坏。

煤炭开采引起的覆岩运移致使表土层破坏后往往很难再恢复原貌^[31],因此受采动影响的表土层一般需要人为介入修复。此过程中,水资源起基础配置作用,而现有非采动常规水资源难以支撑区域生态修复。因此,本文从区域水循环的角度出发,将煤炭开采形成的采动水资源作为维持当地生态环境可持续发展的重要补给来源,促使区域水量供需关系达到平衡甚至超平衡状态,进而实现后煤炭开采阶段地表生态环境的有效修复。

2 区域水循环下的生态修复

为阐述与验证基于采动水资源保护与利用的区域水量平衡/超平衡状态,本节将重点论述目标开采区

域内采动水资源总量、采动空间储水量以及生态需水量的计算方法与模型,为后续生态修复评估与预测提供基础依据。

2.1 采动水资源潜力评价

采动水资源的形成与覆岩结构运移、含水层富水特性以及煤炭开采工艺等直接相关,其总量受多种因素的影响。因此,为评估目标区域采动水资源总量,通过采区覆岩性质、区域水文地质、煤层开采条件等3个方面的15个指标参数建立采动水资源总量潜力评价体系,具体指标描述及分级标准见表1。然后利用层次分析法(AHP)对评价体系中同层次指标组进行比较赋值,并对判断矩阵进行一致性检验,获得各评价指标的综合权重,见表2。该评价体系中优秀、良好、中等、较差4个等级分别对应60~70分、70~80分、80~90分、90~100分4个分段分数,并分别设置校准因子 f 用于对2.2节中采动水资源总量常规计算结果的修正,见表3。

2.2 采动水资源总量计算

本文将目标含水层内受煤层采动影响发生转移并渗(溃)入目标采动空间且能够被开发利用的总水量定义为采动水资源总量,目标含水层及目标采动空间即为研究区域内的主要含水层和采动空间。据前文所述,地下水的主要补给途径为大气降水与地表水系。其中,大气降水对地下水的补给量为

$$Q_1 = 1\,000Q_a\alpha F \quad (2)$$

式中: Q_1 为降水入渗补给地下水的水量, m^3/a ; Q_a 为区域年降水量, mm ; F 为补给区面积, km^2 ; α 为入渗系数,可通过地中渗透仪或利用天然潜水位变幅测定。

地表水系对地下水的补给主要来源于地表河流的渗漏,可在渗漏河段上、下游分别测量断面流量 Q_1 和 Q_2 ,河水渗漏量即为 $(Q_1 - Q_2)t$,其中, t 为河床过水时间。

在西部生态脆弱矿区,地下水原始的平衡状态受采动影响而改变,附近区域含水层以越流的方式向下渗漏来补给目标含水层^[39],同时目标含水层自身亦存在源头径流补给,因此在计算采动水资源总量时,目标含水层的初始水位可认为是恒定的。现有研究表明^[38,40-41],覆岩导水裂隙带发育形态多呈“马鞍形”,因此受其影响的目标含水层渗流区域可概化为“倒梯形”,如图4所示。

根据地下水动力学原理,可认为目标含水层中的地下水在渗流区域满足达西定律。假设岩层骨架与地下水均不可压缩,则地下水运动处于一种相对稳定的状态,其渗流区域流体运动满足

表1 采动水资源总量潜力评价指标描述及分级标准

Table 1 Indicators and classification criteria for evaluating the water potential of mining-affected water resources

准则层	指标层	指标描述	优秀	良好	中等	较差
采区覆岩性质 B_1	上覆岩层的岩性及厚度 C_1	抗弯强度/MPa	$\geq 3.0h_t^3$	$2.0h_t^3 \sim 2.5h_t^3$	$1.4h_t^3 \sim 2.0h_t^3$	$\leq 1.4h_t^3$
	覆岩关键层结构与位置 C_2	关键层位置	$\leq 5M$	$5M \sim 7M$	$7M \sim 10M$	$\geq 10M$
	含水层与煤层相对位置 C_3	含水层位置	$\leq 0.3H_d$	$0.3H_d \sim 0.6H_d$	$0.6H_d \sim 0.9H_d$	$\geq 0.9H_d$
	覆岩黏土层遇水弥合性 C_4	黏土弥合性	无黏土层	弥合性差	弥合性中	弥合性强
	断层等特殊地质构造 C_5	断层类别	张性断层	扭性断层	压性断层	无断层
区域水文地质 B_2	目标含水层厚度 C_6	含水层厚度/m	≥ 60	45~60	30~45	≤ 30
	目标含水层水位 C_7	含水层水位/m	≥ 75	40~75	15~40	≤ 15
	含水层渗透性质 C_8	渗透系数/($m \cdot d^{-1}$)	$\geq 10^{-2}$	$10^{-4} \sim 10^{-2}$	$10^{-5} \sim 10^{-4}$	$\leq 10^{-5}$
	地表与地下水连通性 C_9	连通性	较强	良好	中等	较弱
	降水量与蒸发量特征 C_{10}	降蒸比	≥ 10	5~10	1~5	≤ 1
煤层开采条件 B_3	开采煤层厚度 C_{11}	煤层厚度/m	≥ 10.0	5.0~10.0	3.5~5.0	≤ 3.5
	开采煤层倾角 C_{12}	煤层倾角/(°)	≥ 55	36~54	15~35	≤ 15
	开采煤层层数 C_{13}	煤层层数/层	≥ 4	3	2	1
	煤层开采面积 C_{14}	开采面积/ km^2	≥ 50	30~50	20~30	≤ 20
	煤层开采方式 C_{15}	开采方式	完全垮落	充填开采	条带开采	限高开采

注: h_t 为岩层厚度, m; M 为煤层开采厚度, m; H_d 为导水裂隙带高度, m。

表2 采动水资源总量潜力评价综合权重

Table 2 Combined weights for evaluating the water potential of mining-affected water resources

准则层	权重值	指标层	初始权重	综合权重/%
采区覆岩性质 B_1	0.317	上覆岩层的岩性及厚度 C_1	0.323	10.24
		覆岩关键层结构与位置 C_2	0.275	8.72
		含水层与煤层相对位置 C_3	0.194	6.15
		覆岩黏土层遇水弥合性 C_4	0.075	2.38
		断层等特殊地质构造 C_5	0.133	4.22
区域水文地质 B_2	0.215	目标含水层厚度 C_6	0.294	6.32
		目标含水层水位 C_7	0.293	6.30
		含水层渗透性质 C_8	0.171	3.68
		地表与地下水连通性 C_9	0.119	2.56
		降水量与蒸发量特征 C_{10}	0.123	2.64
煤层开采条件 B_3	0.468	开采煤层厚度 C_{11}	0.322	15.07
		开采煤层倾角 C_{12}	0.090	4.21
		开采煤层层数 C_{13}	0.208	9.73
		煤层开采面积 C_{14}	0.209	9.78
		煤层开采方式 C_{15}	0.171	8.00

$$\begin{cases} \frac{\partial}{\partial z} \left(K_z \frac{\partial H}{\partial z} \right) + \frac{\partial}{\partial x} \left(K_x \frac{\partial H}{\partial x} \right) = 0 \\ H_{z=0} = 0, \quad H_{z=l} = H_0 \\ \frac{\partial H}{\partial n} = 0, \quad (x, z) \in (z = \pm \tan \varphi x - a \tan \varphi) \end{cases} \quad (3)$$

为渗流区域 x 方向的等效渗透系数, m/d; H 为渗流区域各单元体水头, m; n 为边界法线方向; H_0 为含水层地下水初始水头, m; φ 为覆岩移动角, (°); a 为采空区 1/2 宽度, m; l 为含水层到采空区的距离, m。

由于导水裂隙带内岩层透水性质不同, x 方向和 z 方向的等效渗透系数 K_x 、 K_z 的计算方法为

表 3 采动水资源总量潜力评价体系计算校准因子

Table 3 Calibration factors for the calculation of the water potential evaluation system for mining-affected water resources

评价指标分级	评价指标评分	校准因子 f
优秀	90~100	1.5
良好	80~90	1.2
中等	70~80	1.0
较差	60~70	0.8

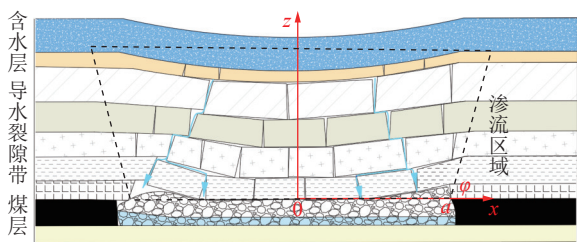


图 4 采动水资源渗流区域运动简化

Fig.4 Simplification of the movement of mining-affected water resources in seepage areas

$$K_x = \sum_{i=1}^{n_i} K_i M_i / \sum_{i=1}^{n_i} M_i \quad (4)$$

$$K_z = \sum_{i=1}^{n_i} M_i / \sum_{i=1}^{n_i} \frac{M_i}{K_i} \quad (5)$$

式中: K_i 为导水裂隙带每一分层的渗透系数, m/d; M_i 为导水裂隙带每一分层的厚度, m; n_r 为导水裂隙带内岩层数量。

结合上述分析得到数学模型与定解(边界)条件后,可基于目标区域的水文地质条件确定相关参数,并利用有限差分法或有限元法划分单元格,获取目标区域采动水资源总量问题足够精度的解。这种方法对于小尺度区域内采动水资源数值模拟分析计算尤为适用,甚至可以获得采动水资源在覆岩裂隙中的渗流特征。

进一步地,结合矿井涌水量计算 Dupuit 公式^[42],仅考虑单向水流且渗透系数各向同性,则采动水资源总量宏观计算方法可写为

$$Q = 1.366K \frac{2H_0 M_w - M_w^2 - h_0^2}{\lg R_0 - \lg r_0} \quad (6)$$

$$R_0 = 10(H_0 - h_0) \sqrt{K} + r_0 \quad (7)$$

式中: Q 为采动水资源总量估算值, m^3/d ; K 为岩层渗透系数, $K=K_z$, m/d; M_w 为含水层厚度, m; h_0 为煤层水位, $h_0=0$; R_0 为影响半径, m; r_0 为引用半径,取值可参考《煤矿防治水手册》^[43]。

由此可知,确定目标区域水文地质参数后,采动水资源总量 Q 主要与导水裂隙的等效渗透系数 K 相关。由式(5)可知,导水裂隙带中垂直于煤层(z 方向)的等效渗透系数 K_z 主要取决于覆岩中渗透系数最小、透水性最差的岩层,这也验证了覆岩隔水层的作用机理^[44]。

从煤炭开采全生命周期角度来看,覆岩导水裂隙渗透性处于动态变化中:在开采阶段,采动影响促使覆岩结构破坏并持续产生裂隙,导水裂隙带渗透性增强且采空区面积增加,致使采动水资源总量增加;当目标区域停止回采后,采空区面积基本保持不变,覆岩裂隙在应力恢复过程中逐渐压实、闭合^[45-47],导水裂隙带渗透性小幅度下降后维持相对稳定。结合现场监测数据^[48-54],矿井采动水资源总量变化规律可用图5进行表示。因此,本文认为采动水资源总量 Q 存在着煤炭开采阶段的最大值 Q_p 和采后阶段的稳定值 Q_r ,计算方法为

$$Q_p = 1.366K_p \frac{2H_0 M_w - M_w^2 - h_0^2}{\lg R_p - \lg r_p} \quad (8)$$

$$Q_r = 1.366K_r \frac{2H_0 M_w - M_w^2 - h_0^2}{\lg R_r - \lg r_r} \quad (9)$$

式中: K_p 为煤炭开采阶段采动水资源总量最大值时岩层的渗透系数, m/d; R_p 为煤炭开采阶段采动水资源总量最大值时的影响半径, m; r_p 为煤炭开采阶段采动水资源总量最大值时的引用半径, m; K_r 为煤炭采后阶段采动水资源总量稳定值时岩层的渗透系数, m/d; R_r 为煤炭采后阶段采动水资源总量稳定值时的影响半径, m; r_r 为煤炭采后阶段采动水资源总量稳定值时的引用半径, m。其中,渗透系数 K_p 、 K_r 仍需进一步工业现场试验测试后确定,目前可仅计算采动水资源一般状态量予以评估。

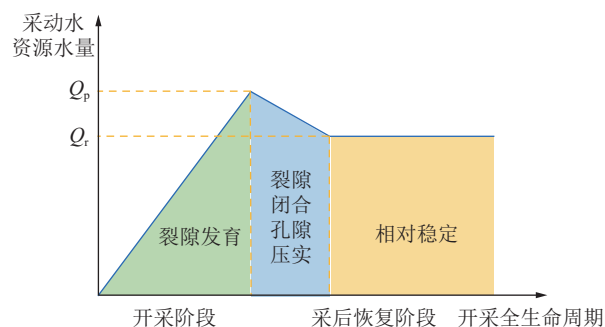


图 5 矿井采动水资源总量变化规律

Fig.5 Changing law of mining-affected water resources in mines

2.3 采动水资源存储量计算

采动空间储水的方法为采动水资源的保护与利用提供了一种有效的技术途径,其以采动空间低位破

碎煤岩体及高位裂隙岩体为储水介质,以岩体之间的空隙与裂隙为水资源的储存空间和运移通道。因此,目标层储水容量计算是采动水资源保护与利用技术体系中的关键环节,也是评估采动水资源利用效果的重要指标。

现有研究表明^[30,33-34,36-37,55-57],目标层储水容量与工作面开采尺寸、开采方法、覆岩力学性质及垮落岩体块度、堆积形态、碎胀性、有效应力等密切相关,并可通过储水系数进行计算。采用垮落带破碎岩体空隙率及裂隙带覆岩裂隙率分别表征垮落带、裂隙带储水系数,则采空区储水容量计算方法为

$$V = V_k + V_l \quad (10)$$

$$V_k = R_k S h_k \quad (11)$$

$$V_l = R_l S h_l \quad (12)$$

式中: V 为采空区储水容量, m^3 ; V_k 为垮落带储水容量, m^3 ; V_l 为裂隙带储水容量, m^3 ; R_k 为垮落带储水系数; R_l 为裂隙带储水系数; h_k 为垮落带储水水位高度, m ; h_l 为裂隙带储水水位高度, m ; S 为采空区面积, m^2 。

在考虑有效应力的影响下,垮落带储水系数 R_k 的计算方法^[36]为

$$R_k = \frac{(1-v)ER_0 - (1-2v)(1+v)\rho g H_g}{(1-v)E - (1-2v)(1+v)\rho g H_g} \quad (13)$$

式中: R_0 为碎胀岩体初始空隙率; E 为覆岩弹性模量, GPa ; v 为覆岩泊松比; ρ 为覆岩密度, kg/m^3 ; H_g 为目标层埋深, m 。

目标层碎胀岩体初始空隙率 R_0 与覆岩碎胀系数 b ^[55]符合

$$R_0 = 1 - \frac{1}{b} = \frac{h}{h + h_k} \quad (14)$$

式中: b 为垮落带覆岩碎胀系数; h 为煤层采厚, m 。

垮落带高度 h_k 可通过现场实测确定,或者通过经验公式^[58]进行估算,计算方法为

$$h_k = \frac{100h}{c_1 h + c_2} \quad (15)$$

其中, c_1 、 c_2 均为经验参数,与覆岩强度有关。垮落带高度估算经验参数取值见表4。

裂隙带储水系数 R_l 即裂隙带裂隙率,可通过全段或分段拟合的方法,利用裂隙带垂向渗透率 K_z 拟合计算得到^[39],见表5。

至此,采动水资源存储量在获得目标区域水文及工程地质参数后即可通过计算得到。值得注意的是,采空区极限储水高度需要首先考虑采空区四周隔离

表4 垮落带高度估算经验参数取值

Table 4 Values of empirical parameters for estimating the height of the collapse zone

岩性	抗压强度/MPa	经验参数	
		c_1	c_2
坚硬	> 40	2.1	16
中硬	20~40	4.7	19
软弱	< 20	6.2	32

表5 裂隙带储水系数计算方法

Table 5 Calculation of water storage coefficients for fracture zones

拟合方法		拟合方程
全段拟合		$K_z = 0.0067e^{0.1381R_l}$
分段拟合	$R_l < 28.5\%$	$K_z = 0.0136R_l - 0.1579$
	$R_l > 28.5\%$	$K_z = 0.0426R_l^2 - 2.3316R_l + 32.107$

煤柱及人工构筑坝体的极限承载与防渗透能力,进而最终确定采空区极限储水容量^[55]。

2.4 生态需水量计算

煤炭地下开采导致地表出现盆地、台阶、地裂缝、塌陷坑等连续和非连续破坏^[59],其中地裂缝是最直观也是危害程度最大的一种^[60],属于地表浅土层的破裂现象。地裂缝的表现形态多样^[61],几何尺寸从几毫米到几千米不等^[62],其成因机理依据地质条件、采煤工艺等可分为拉伸型、滑动型和切落型^[63],多集中出现在采空区中央对应的地表区域^[64],并受采动影响而逐渐发育。土壤是所有陆地生态系统的基础,直接影响地表植被的生长^[65]。20世纪80年代,美国伊利诺伊大学 DARMODY 等^[66]首次发现地表塌陷可通过改变土壤性质直接干预农作物的生长。后续大量研究表明,地裂缝的产生会对土壤的容重^[67]、孔隙度^[68]、含水量^[69]、颗粒组成^[70]、渗透系数^[71]等关键参数产生影响。其中,容重和孔隙度是反映土壤密实度(即土壤紧实程度)的主要指标,土壤密实度的下降会导致水分入渗速率和蒸发速率增加,使土壤丧失大部分的保水和持水能力^[59],加剧地表破碎、水土流失、植被退化等环境问题。随着煤炭地下开采的持续进行,地裂缝等地质灾害对区域内地表水及地下水资源均造成严重破坏,而水资源正是西部生态脆弱矿区最主要的生态限制性因素。

生物和非生物成分在一定空间内构成的生态学基本功能单位称为生态系统^[59],一定量的水分是维持生态系统完整性及可持续发展的基础。1993年, Goleick^[72]率先提出“生态需水”的概念,即维持和恢

复生态系统正常发展所需的水量。考虑物种多样性和生态完整性,1998年又有学者提出“基本生态需水量(BWR)”的概念^[73]。国内关于生态需水的研究始于20世纪90年代,其也被称为“环境用水”^[74]或“生态环境用水”^[75],名称虽然不同,但目的均是以维持区域生态系统现有功能并防止其继续退化为主。依据研究侧重点不同,生态需水的定义可从水文学、环境学及生态学等3个方面进行概括。植被作为生态系统的生产者,是维持其良性循环的首要因素,偏向于生态学领域。因此,矿区尤其是干旱与半干旱区域的生态需水也可被直接理解为植被生态需水。

植被生态需水与区域大气降水、地表水及地下水等补给来源密切相关,同时受生物群落、植被类型、人为活动等因素影响。由于现有文献资料对于植被生态需水没有明确统一的定义^[76],不同学者基于各自研究角度对植被生态需水概念的理解呈现出差异性,并导致计算结果上的偏差。本研究的出发点是避免矿区采矿活动破坏原有生态平衡以及利用采动水资源对生态系统进行主动修复,因此将植被生态需水定义为可保证目标区域内植被正常、健康生长且使生态系统可持续发展的水资源量,包括地表水和地下水资源,在内涵上与胡广录等^[76]提出的植被生态需水概念较为相似。

关于植被生态需水量的计算,学者们基于植被类型、气候条件、土壤性质、生态特点等提出了不同的计算方法,主要包括面积定额法^[77]、潜水蒸发法^[78]、水量平衡法^[79]以及基于遥感与地理信息系统的计算方法^[80]等。后者一般适用于大尺度、长时段区域生态水量的计算。现阶段,面积定额法和潜水蒸发法是植被生态需水量计算中最为常用的方法。

面积定额法也被称为直接算法,即以研究区域内*i*型植被所占面积乘以*i*型植被的生态需水定额来获得特定类型植被的生态需水量,所有类型植被生态需水量相加即为研究区域植被生态需水总量,计算方法为

$$W = \sum_i^{n_v} W_i = \sum_i^{n_v} A_i R_i \quad (16)$$

式中: W 为研究区域植被生态需水总量, m^3 ; W_i 为特定植被类型*i*的生态需水量, m^3 ; A_i 为*i*型植被所占面积, m^2 ; R_i 为*i*型植被的生态需水定额, m^3/m^2 ; n_v 为研究区域内植被类型的数量。

面积定额法的关键在于确定每种植被类型所占面积及其生态需水定额,依赖于前期较好的计算工作基础。由于植被生态需水定额与土壤条件、气候变化、

植物种类、群落类型等多种因素有关,且大尺度区域内植物类型种类繁多,详细统计计算每种植被类型生态需水定额在可行性上存在一定困难,因此以目标区域内主要植物类型为代表来估算其整体生态需水量的方法一般也被认为是可行的。同时,在干旱与半干旱区域内考虑降水作用的影响,往往将降水量接近0时的生态用水量减去实际降水量定义为生态需水定额^[81],计算方法为

$$R_i = R_{i0} - h_w \quad (17)$$

式中: R_{i0} 为*i*型植被在0降水量时的生态用水量; h_w 为实际降水量。

干旱与半干旱区域的降水量低、蒸发量大、地表径流稀少,植被生存主要依赖地下潜水利用毛细管力上升向其根系层的输水,补给途径较为单一,因此对于其植被生态需水量计算来说潜水蒸发法更为适合。

潜水蒸发法也称为间接计算法,是通过潜水蒸发量来间接计算植被生态需水量,即利用*i*型植被在特定地下水位的面积乘以该地下水位的潜水蒸发量及植被系数来获得*i*型植被生态需水量,所有类型植被生态需水量相加即为研究区域植被需水总量,计算方法为

$$W = \sum_i^n W_i = \sum_i^n A_i W_{gi} K_c \quad (18)$$

式中: W_{gi} 为*i*型植被处于特定地下水位埋深时的潜水蒸发量, m^3 ; K_c 为区域有植被和无植被时潜水蒸发量的比值,称为植被系数(多由试验确定)。

潜水蒸发量可利用阿维里扬诺夫公式(Averianov Formula)计算,计算方法为

$$W_{gi} = c \left(1 - \frac{h_i}{h_{\max}} \right)^d E_{20} \quad (19)$$

式中: c 、 d 为经验系数; h_i 为*i*型植被地下水位埋深, m ; h_{\max} 为潜水蒸发极限埋深, m ; E_{20} 为20 cm蒸发皿的水面蒸发量, m^3 。

3 工程案例:新街矿区察哈素煤矿

3.1 研究区域概况

神东基地东胜煤田新街矿区察哈素煤矿隶属国电建投内蒙古能源有限公司,位于鄂尔多斯高原东部,受鄂尔多斯市伊金霍洛旗札萨克镇管辖。井田西以包西铁路与马泰壕矿井为界,东至新街矿区边界与神东矿区相邻,北以探矿权边界与北部勘探区为界,南与尔林兔井田相邻,地理坐标为 $109^{\circ}49'33'' \sim 110^{\circ}01'59''\text{E}$ 、 $39^{\circ}13'38'' \sim 39^{\circ}23'05''\text{N}$,地理范围如

图6所示,遥感监测投影面积约为 312.2 km^2 ,划定矿区面积约为 155.798 km^2 。矿井设计生产能力 $1\ 000\text{ 万 t/a}$,生产服务年限 123.2 a 。煤矿主要开采近水平薄、中厚及厚煤层,工作面采用一次采全高综合机械化采煤工艺,后退式回采,全部垮落法处理顶板。矿井初期交付31采区作为首采区,目前31301—31315等工作面已回采完毕。

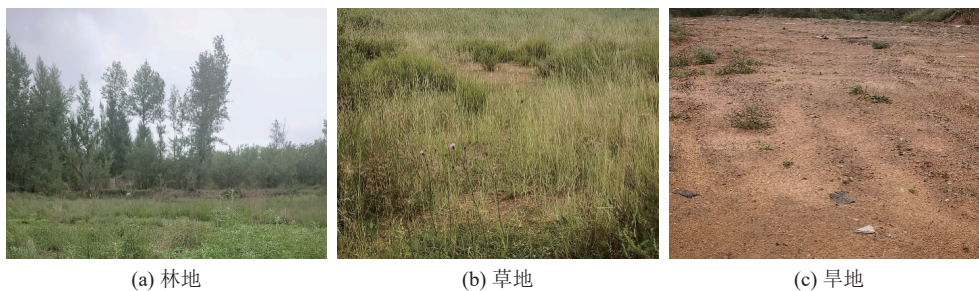
矿区内水系不太发育,亦无湖泊,仅有井田外的活鸡兔沟自西北向东南汇入乌兰木伦河。气候属于温带高原大陆性气候,日照强烈,干燥少雨,最高气温 $36.6\text{ }^{\circ}\text{C}$,最低气温 $-27.9\text{ }^{\circ}\text{C}$ 。年平均降水量 396.0 mm ,而蒸发量为 $2\ 534.2\text{ mm}$,是其降水量的 $5\sim 10$ 倍。地形相对高差较大,沟谷发育,多为季节性冲沟,杂草丛生、无常年地表径流,水量受大气降水控制,枯水季节沟谷干涸,整体符合高原侵蚀性中山地貌特征。受毛乌素沙漠的影响,矿区地面多被风积砂覆盖,呈典型的堆积形地貌,植被稀疏,地形复杂。主要植被类型为丘陵干草原植被和沙生植被。其中,干草原植被主要建群种包括沙蒿、锦鸡儿、达乌里胡枝子,草群高



图6 察哈素煤矿地理范围

Fig.6 Geographic extent of the Chahasu coal mining

度 $10\sim 15\text{ cm}$,植被覆盖度 $40\%\sim 50\%$;沙生植被主要建群种包括红柳、沙竹、沙蒿、针茅、沙蓬、杨柴等,草群高度 $30\sim 50\text{ cm}$,植被覆盖度 $50\%\sim 60\%$ 。草地主要为天然草地,具体类型包括典型草原草地、低湿地草地、沙质半灌木草地。矿区典型植被特征如图7所示。



(a) 林地

(b) 草地

(c) 旱地

图7 察哈素煤矿典型植被特征

Fig.7 Typical vegetation characteristics in the Chahasu coal mine

察哈素煤矿通过在其31采区建设地下水库成功地对采动水资源进行了保护与利用,并积累了相关采动水资源总量及其在不同应用途径占比方面的准确数据。同时,综合考虑察哈素煤矿在地质条件、气候类型、植被分布以及生产规模等方面体现出的代表性,本节以察哈素煤矿为工程案例,结合前文研究内容进行采动水资源与生态环境效应分析。

3.2 研究区域水量平衡计算

3.2.1 采动水资源利用量计算

察哈素煤矿31采区覆岩含水层主要为第四系(Q)松散层潜水含水岩组、白垩系下统志丹群(K_1zh)碎屑岩类孔隙、裂隙潜水含水层及侏罗系中统直罗组(J_2z)砂岩含水层,具体参数见表6。目前,31采区31301—31315等工作面已回采完毕,现场实测工作面导水裂隙比最大值为 24.27 ,即采动导水裂隙带高度为 109.2 m ,采动影响范围内侏罗系中统直罗组(J_2z)

砂岩含水层为煤层直接充水含水层。根据2.1节所建立的采动水资源潜力评价体系,察哈素煤矿实际评价指标参数 A_2 见表7,表中同时给出了及格指标参数 A_0 及理想指标参数 A_1 ,以便进行评语集合划分。由此通过加权计算可得察哈素煤矿整体评价得分为 80.44 ,采动水资源潜力状况良好,水量计算校准因子 f 为 1.2 。

根据察哈素煤矿工程、水文地质资料,估算采动水资源总量时,各分层渗透系数 K_i 取各岩层对应钻孔抽水渗透系数的平均值,等效渗透系数 K 利用式(5)计算得出;含水层厚度 M_w 取采动范围内实测平均值,含水层初始水头值 H_0 按照含水层内钻孔水位标高平均值与煤层底板标高之差进行计算。结合31采区划分标准并参考《煤矿防治水手册》^[43],采区边界概化为矩形,引用半径 r_0 基于采区尺寸进行计算,计算方法为

表 6 覆岩含水层基本特性

Table 6 Basic characteristics of overburden aquifers

岩层	厚度/m	涌水量/(L · s ⁻¹ · m ⁻¹)	渗透系数/(m · d ⁻¹)
第四系(Q)松散层潜水含水层	0~46.32	—	—
白垩系下统志丹群(K ₁ zh)碎屑岩类孔隙、裂隙潜水含水层	156.57~221.45	0.001 31~0.006 17	0.000 517~0.002 540
侏罗系中统直罗组(J ₂ z)砂岩含水层	35.63~79.61	0.002 35~0.003 44	0.003 25~0.006 02

表 7 察哈素煤矿采动水资源潜力评价指标取值

Table 7 Values of indicators for evaluating the potential of mining-affected water resources in the Chahasu coal mine

准则层	权重值	指标层	A ₀	A ₁	A ₂
采区覆岩性质B ₁	0.317	上覆岩层的岩性及厚度C ₁	1.40	3.00	2.68
		覆岩关键层结构与位置C ₂	15	4	7
		含水层与煤层相对位置C ₃	1.0	0.3	0.5
		覆岩黏土层遇水弥合性C ₄	80	100	95
		断层等特殊地质构C ₅	70	100	85
区域水文地质B ₂	0.215	目标含水层厚度C ₆	20	80	57.62
		目标含水层水位C ₇	15	75	60
		含水层渗透性质C ₈	1×10 ⁻⁶	1×10 ⁻²	3×10 ⁻³
		地表与地下水连通性C ₉	60	100	80
		降水量与蒸发量特征C ₁₀	0.20	10.00	0.25
煤层开采条件B ₃	0.468	开采煤层厚度C ₁₁	1.50	10.00	5.25
		开采煤层倾角C ₁₂	60	0	1
		开采煤层层数C ₁₃	1	4	2
		煤层开采面积C ₁₄	5	50	24
		煤层开采方式C ₁₅	70	100	90

$$r_0 = \eta \frac{a+b}{4} \tag{20}$$

式中: η 为修正系数; a 为概化矩形边界长边长度, m; b 为概化矩形边界短边长度, m。

结合上述参数, 利用式 (6)、式 (7) 得到影响半径和采动水资源总量, 然后乘以校准因子 f 获得最终计算结果。具体计算参数及计算结果见表 8、表 9, 修正系数取值方法见表 10。采动水资源总量-回采面积关系如图 8 所示。

由图 8 和表 8 可知, 随着煤层开采面积的增加, 覆岩扰动范围增大, 采动水资源总量近似线性增加, 离散性主要由采区概化边界误差导致。至 31315 工作面回采完毕, 采动水资源总量约为 187.73 万 m³。据察哈素煤矿现场统计, 实际采动水资源总量约为

表 8 侏罗系中统直罗组 (J₂z) 砂岩含水层关键参数

Table 8 Key parameters of the sandstone aquifer of the Middle Jurassic Zhiluo Formation (J₂z)

K/(m · d ⁻¹)	H ₀ /m	M _w /m	f
0.004 29	333.09	54.27	1.20

表 9 采动水资源总量计算结果

Table 9 Calculation results of total mining-affected water resources

工作面编号	η	r_0 /m	R_0 /m	$Q/(万 m^3 \cdot a^{-1})$	$Q_x/(万 m^3 \cdot a^{-1})$
31301	1.06	739.35	957.52	61.86	74.23
31303	1.10	1 309.00	1 527.17	103.77	124.52
31305	1.12	1 434.72	1 652.89	113.00	135.60
31307	1.12	1 577.52	1 795.69	123.49	148.19
31309	1.13	1 723.25	1 941.42	134.19	161.03
31311	1.13	1 827.78	2 045.94	141.86	170.23
31313	1.14	1 932.87	2 151.04	149.58	179.50
31315	1.14	2 026.35	2 244.52	156.44	187.73

表 10 修正系数取值方法

Table 10 Methodology of taking the value of the correction factor

b/a	0	0.2	0.4	0.6	0.8
η	1.00	1.12	1.14	1.16	1.18

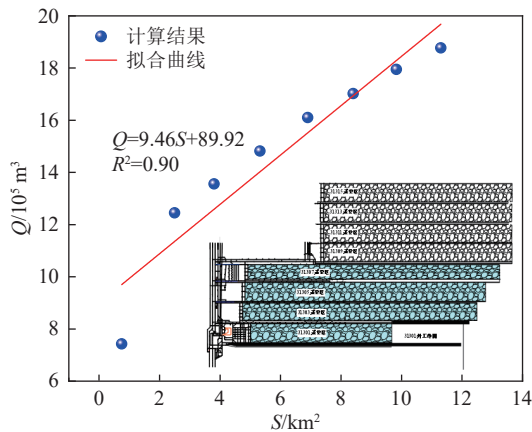


图8 采动水资源总量-回采面积关系

Fig.8 Relationship between total mining-affected water resources-area mined

197.1 万 m^3 。本文计算结果与实际监测数据误差在 5% 以内, 为保证研究连贯性并使评估结果更为保守, 后续计算中采动水资源总量仍采用上述计算结果。

察哈素煤矿 31 采区地势总体呈现东北高、西南低的特征, 如图 9 所示, 为采动水资源的定向流动与汇集提供了极有力的条件, 故将 31301—31307 工作面采空区作为井下原位储水空间。根据现场实测结果, 31301—31307 工作面垮落带平均高度为 28.2 m, 采空区储水空间隔离煤柱及人工构筑坝体能承受的极限储水水位为 14.5 m。因此, 采动空间最大储水高度限制为 14.5 m, 处于垮落带范围内。结合式 (13)、式 (14), 可计算得出覆岩碎胀系数为 1.21, 垮落带碎胀岩体初始空隙率为 0.17, 垮落带储水系数为 0.169。结合上述参数, 根据式 (10) 一式 (12) 最终计算确定采动空间储水容量为 1 158.46 万 m^3 。显然, 采动空间储水容量远大于采动水资源总量, 理想条件下采动水资源汇集储存率可达 100%。

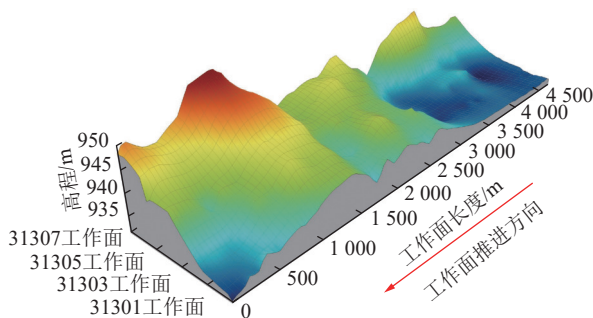


图9 察哈素煤矿 31 采区底板高程

Fig.9 Floor elevation map of the Chahasu Mine 31 mining area

3.2.2 生态需水量计算

本文基于 GEE(Google Earth Engine) 遥感云计算平台 Landsat 8 数据, 采用监督分类方法对研究区域

2022 年 5—10 月生长季遥感影像进行信息提取, 获得察哈素煤矿的植被类型数据, 如图 10a、表 11 所示。为方便计算, 将植被类型简化为有林地、疏林地、灌木林地、草地等 4 种类型, 见表 12。根据矿方开采计划及地质环境保护与土地复垦方面数据, 地面塌陷范围与采空区范围边界最大距离约为 180 m, 含水层疏干影响半径为 104.05~311.80 m。为使计算结果更为保守, 划定采空区边界外扩 350 m 范围作为本文研究区域, 也即生态保护区, 如图 10b 所示, 图中黑线为采空区范围边界, 粉红色线为评估范围边界。

如前文所述, 采用面积定额法计算植被生态需水量较为依赖前期计算基础, 关键在于确定各植被类型的生态需水定额。因此, 本文参考何京丽^[82]研究内蒙古锡林郭勒盟半干旱草原植被时的数据结果来确定植被生态需水定额, 并通过面积定额法 (式 (16)) 初步计算察哈素煤矿区植被生态需水量。根据研究区域植被分布特征, 表中有林地覆盖度按 50% 计算, 定额乘以调整系数 0.50; 草地综合覆盖度约为 15%, 定额乘以调整系数 0.15。计算结果见表 13。

但值得注意的是, 察哈素煤矿气候干燥、降水稀少, 植被生长主要依赖于地下潜水的向上补充。显然, 采用面积定额法及上述参数来计算察哈素煤矿植被生态需水量会存在较大偏差。实际上, 对于植被生长主要依赖于地下水补给的地区, 当土壤中的水分稳定蒸发时, 潜水蒸发量、土壤蒸散量、土壤水分通量均相等^[76], 因此可通过潜水蒸发法来相对准确地计算植被生态需水量。参考现有文献数据, 阿维里扬诺夫公式 (式 (19)) 中的经验系数 c 、 d 可分别取 0.62 和 2.80^[83], 不同植被类型地下水位埋深 h_i 及植被系数 K_c 取值见表 14^[84-86]。此外, 目前普遍认为当干旱区域地下水位埋深超过 5.0 m 时, 潜水蒸发量接近于 0^[87], 因此令 $h_{\max}=5.0$ m。 E_{20} 可根据鄂尔多斯东胜站 1957—2004 年实测 200 mm 蒸发皿蒸发量数据及变化趋势预测, 并参考相关文献取值 1 800 mm^[88]。

综合上述参数, 通过阿维里扬诺夫公式 (式 (19)) 获得不同类型植被在特定地下水位埋深下的潜水蒸发量 W_{gr} , 然后利用潜水蒸发模型 (式 (18)) 计算得到保护区植被生态需水总量 W , 计算结果见表 15。

根据察哈素煤矿水文地质特征及水土保持等方面的研究数据, 目标区域附近地表水系 (活鸡兔沟) 多年平均径流量为 1 350 万 m^3 , 考虑该地区自然气候条件及引流运输损耗, 平年可利用系数取 0.05, 则研究区域地表径流可利用水资源量为 67.5 万 m^3 。由前文可知, 研究区域采动水资源总量为 187.73 万 m^3 , 可用于工业、农业、生活及生态等方面。结合察哈素煤矿

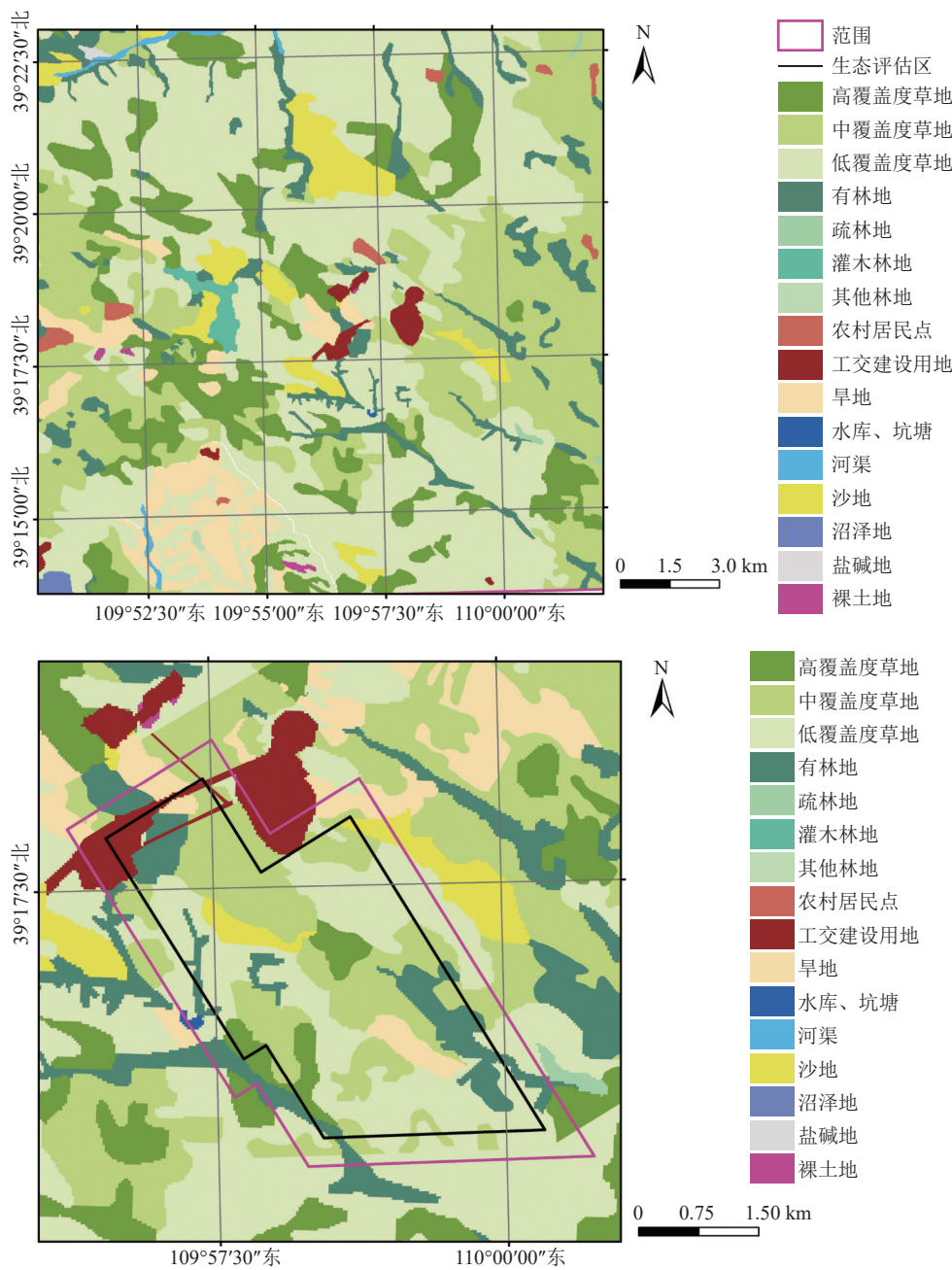


图 10 察哈素煤矿植被类型分布

Fig.10 Distribution of vegetation types in chahasu coal mine

表 11 察哈素煤矿植被类型面积及占比

Table 11 Area and percentage of vegetation types in the Chahasu coal mine

植被类型	有林地	沼泽地	灌木林地	旱地	疏林地	沙地
矿区面积/km ²	20.20	1.60	1.86	16.79	0.39	12.48
局部面积/km ²	2.29	0	0	0.86	0	0.46
植被类型	裸土地	低草地	中草地	高草地	其他林地	盐碱地
矿区面积/km ²	0.38	138.76	71.47	41.05	0.17	0.27
局部面积/km ²	0	6.77	5.83	1.04	0	0
植被类型	建设用地	河渠	居民点	水库坑塘		
矿区面积/km ²	3.07	1.62	1.94	0.17		
局部面积/km ²	0.99	0	0	0.03		

注：矿区面积指察哈素煤矿区范围内的植被面积，局部面积指目标区域范围内的植被面积；草地类型的划分依据为其覆盖度，5%~20%为低覆盖度草地，20%~50%为中覆盖度草地，50%~100%为高覆盖度草地。

表 12 察哈素煤矿植被类型简化

Table 12 Simplification of vegetation types in Chahasu coal mine

植被类型	有林地	疏林地	灌木林地	草地
矿区面积/km ²	20.20	0.39	1.86	251.28
局部面积/km ²	2.29	0	0	13.63
矿区占比/%	6.47	0.13	0.59	80.49
局部占比/%	12.54	0	0	74.66

表 13 不同植被类型生态需水定额及生态需水量

Table 13 Ecological water demand quota and ecological water demand of different vegetation types

植被类型	生态需水定额/(m ³ · m ⁻²)	生态需水量/万 m ³
有林地	0.342	39.15
疏林地	0.330	0
灌木林地	0.315	0
草地	0.336	68.70
总计		107.85

表 14 不同植被类型地下水位埋深及植被系数

Table 14 Groundwater table depth and vegetation coefficient for different vegetation types

植被类型	地下水位埋深/m	植被系数
有林地	2.5	1.45
疏林地	4.0	1.00
灌木林地	3.5	1.29
草地	4.0	1.00

表 15 不同植被类型潜水蒸发量及生态需水量

Table 15 Diving evapotranspiration and ecological water demand of different vegetation types

植被类型	潜水蒸发量/m ³	生态需水量/万 m ³
有林地	0.16	53.19
疏林地	0.01	0.00
灌木林地	0.04	0.00
草地	0.01	16.79
总计	0.22	69.98

实际用水情况,采动水资源中生态用水比例取 0.4,则研究区域可用于生态保护及恢复的水资源总量为 142.59 万 m³,远大于该区域主要植被 69.98 万 m³ 的生态需水总量,达到了水量平衡/超平衡状态,完全满足煤炭开采与环境保护协同发展的基础条件。

3.2.3 生态修复效果评价体系

采动水资源的保护与利用将极大地降低矿区工业、农业、生活等方面对区域常规水资源的依赖,产生

显著的经济及社会效益。在满足上述用水需求的前提下,用于生态方面的采动水资源数量仍然十分可观,尤其是在蒸发量远大于降水量的干旱与半干旱区域,采动水资源对生态环境的修复程度甚至强于未受采动影响时的正常水平。如前文所述,本文定义的生态需水量为保证目标区域内植被正常、健康生长且使生态系统可持续发展的水资源量,包括地表水和地下水,也可称为合理生态需水量,用 W_0 表示。为评估采动水资源对地表生态环境的修复效果,本文基于研究区域可用于生态修复的水资源总量 Q_s 来建立评价指标,即以合理生态需水量 W_0 为标准,将其水量的 50% 与 200% 分别定义为最低生态需水量 W_{\min} 和最高生态需水量 W_{\max} ; 然后根据可用于生态修复的水资源总量 Q_s 与生态需水量 W 的数量关系将生态环境修复效果分为 I ~ IV 级,见表 16。其中, I 级代表植被生长茂盛、生物群落增加、生态系统多样性增强; II 级代表植被生长良好、生物群落稳定、生态系统能够维持原始状态; III 级代表植被生长受制、生物群落维持在较低水平、生态系统勉强维持其完整性; IV 级代表植被退化、生物群落消亡、生态系统存在发生不可逆破坏的可能性。

表 16 地表生态环境评价指标

Table 16 Environmental evaluation indicators for surface ecology

生态修复等级	等级评价标准	生态修复效果
I	$Q_s \geq W_{\max}$	最佳
II	$W_{\max} > Q_s \geq W_0$	合理
III	$W_0 > Q_s \geq W_{\min}$	最低
IV	$Q_s < W_{\min}$	不合格

基于上述生态环境修复效果评价体系,结合前文在采动水资源总量及生态需水量等方面研究结果,对察哈素煤矿研究区域生态环境修复效果进行评价,并预测既定条件下采动水资源可恢复地表生态环境的极限面积,见表 17。表 18 为计算与评估过程所需的基础参数。值得注意的是,地表径流作为生态维持与修复水资源的重要组成部分,受当地干旱气候条件影响,其径流量会发生显著变化。因此,为使评估结果更加保守,本文采用分级方法将丰年、平年、枯水年地表径流量的可利用系数分别设置为 0.10、0.05、0.01。

由表 17 可知,即使在枯水年,当前采动水资源总量亦能将地表生态环境维持在未受采动影响时的水平,生态修复等级为 II 级,生态修复面积极限值相对研究区域增长 26.60%,是采空区面积的 1.90 倍。对

表 17 察哈素煤矿研究区域生态评价效果分析

Table 17 Analysis of the effect of ecological evaluation in the study area of the Chahasu coal mine

年份	生态修复等级	I 级	Ⅱ 级	Ⅲ 级
枯水年	生态修复极限面积/km ²	11.55	23.10	46.21
	生态修复增加面积/km ²	—	4.85	27.96
	修复面积增长幅度/%	—	26.60	153.19
	修复面积与采区面积比	0.95	1.90	3.81
平年	生态修复极限面积/km ²	18.59	37.19	74.37
	生态修复增加面积/km ²	0.34	18.94	56.12
	修复面积增长幅度/%	1.88	103.76	307.52
	修复面积与采区面积比	1.53	3.06	6.13
丰年	生态修复极限面积/km ²	27.39	54.79	109.58
	生态修复增加面积/km ²	9.14	36.54	91.33
	修复面积增长幅度/%	50.11	200.22	500.43
	修复面积与采区面积比	2.26	4.51	9.03

表 18 察哈素煤矿研究区域生态评价基础参数

Table 18 Basic parameters for ecological evaluation in the study area of the Chahasu coal mine

年份	R /万m ³	Q_s /万m ³	Q /万m ³	W_0 /万m ³	S / km ²	S_x / km ²
枯水年	13.50	88.59				
平年	67.50	142.59	187.73	69.98	12.14	18.25
丰年	135.00	210.09				

注： S_x 为研究区域(生态修复区域)面积，km²； R 为地表径流量，万m³。

于平年,当前采动水资源总量可使 1.53 倍采空区面积的地表生态恢复至强于未受采动时的水平,Ⅱ级生态修复面积同比增加 103.76%。而丰年生态修复效果则进一步提高,当前采动水资源量可在Ⅰ级条件下修复 27.39 km² 的地表生态,是采空区面积的 2.26 倍。若将地表生态恢复至未受采动影响时的水平,则修复极限面积同比增加 200.22%,同时可以维持 109.58 km² 区域的生态系统完整,面积达到采空区的 9.03 倍,生态修复效果显著。

综合上述分析可知,落实采动水资源保护与利用技术形成的可利用水资源总量十分可观,可在区域循环下达成水量平衡/超平衡状态,即使在枯水年亦能充分满足额定保护区的生态用水需求,甚至能维持更大区域的生态系统完整性,比例系数最高达 9.03。

4 讨 论

本文通过计算西部生态脆弱矿区某矿采动水资源保护与利用情况,阐述了区域水量的平衡与超平衡状态,初步验证了将采动水资源的被动转移转化为对生态环境主动修复的可行性。显然,采动水资源可修复的生态环境面积明显大于煤炭开采形成的采空区

面积,如果仅要求保证生态系统的功能完整性,可修复的面积会更大。若将研究尺度放大至整个矿区或更高级的行政区划,则在满足区域生态用水需求的前提下剩余的采动水资源更多,涉及的影响因素也更复杂。此时,充分考虑采动水资源的基础配置作用,构建基于煤炭开采全周期的矿井规划设计思路及技术体系显得尤为重要。

上述矿井规划设计思路及技术体系的基本环节如图 11 所示,本文的研究成果为其提供了良好的理论支撑。对于大尺度研究区域,将煤炭开采形成的采空区空间全部用来储水在技术及经济方面均存在困难,因此采动水资源的分类调配与分区储存则变得十分重要。在具体工程实践中,需首先确定大尺度研究区域内各子区域的工业、生活、生态用水需求,综合考虑各目标含水层的层位、水量、水质、调配距离、临近地表水系分布等因素初步确定供水区域与用水区域的对应关系;然后结合研究区域的工程地质条件及长期用水规划最终确定采动水资源分类调配与分区储存的位置,构建采动水资源库,形成西部生态地下水库的“湖泊”。

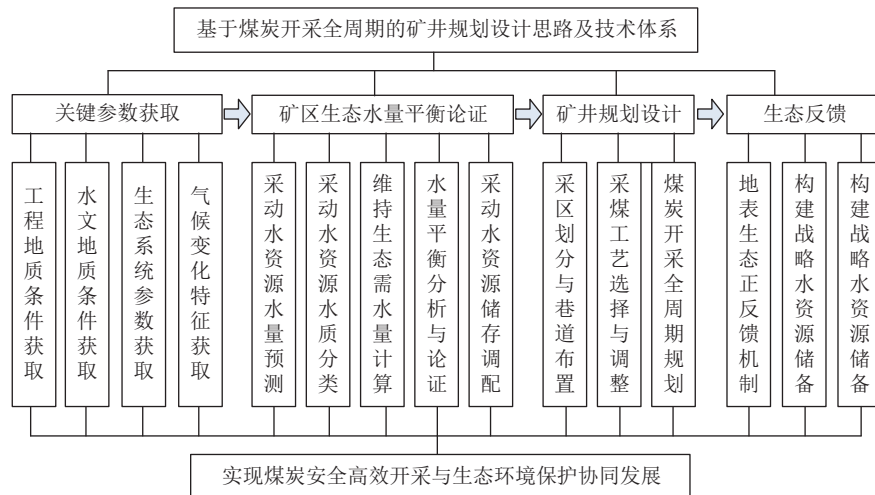


图 11 基于煤炭开采全周期的矿井规划设计思路及技术体系

Fig.11 Mine planning and design ideas and technical system based on the whole cycle of coal mining

进一步地,基于采动水资源与生态环境水量平衡计算和论证,从煤炭开采全生命周期的角度来综合规划煤矿“建井-生产-闭坑”全过程,制定矿井规划与设计方案。同时,该技术体系重点关注地表生态环境的反馈效果,即通过掌握生态环境水平评价指标或改善因子与采动水资源总量的关联特征,建立采动水资源—地表生态反馈机制,反向、动态调整矿井规划设计,进而形成“水-环”联动机制及“以水定产”的矿井开采新模式。此外,结合前文分析可知,随着目标开采区域的扩大,剩余采动水资源将逐渐增加,长期来看水量十分可观。因此可将其作为战略储备资源永久储存,适时用于国防、民生、工业等方面,这也是未来需要重点研究的方向之一。

5 结 论

1) 在总结已有研究成果的基础上,提出了采动水资源总量及采动空间存储量的计算方法,阐述了其与覆岩结构、水文地质、煤层开采以及储水空间稳定性等之间的关系,建立了包含3个方面15种参数的采动水资源总量潜力评价体系。分析了区域水循环模式及采动下的生态损伤过程,探讨了维持生态平衡所需水资源总量的计算方法,定义了区域最佳、合理及最低生态需水量,提出了地表生态环境修复效益评价指标,构建了基于生态修复的矿井规划设计思路与技术体系。

2) 以西部生态脆弱矿区察哈素煤矿为工程案例,综合考虑当地气候与地表水系等影响因素,通过详细计算验证了利用采动水资源主动修复生态环境的可行性,阐述了区域循环下的水量平衡/超平衡状态,评估和预测了地表生态修复效果。研究表明:即使在枯

水年,当前采动水资源量亦能为地表生态环境提供可靠、足够的水资源,生态修复等级为Ⅱ级。平年和丰年则可以在Ⅰ级水平下修复1.53~2.26倍采空区面积的地表生态环境,修复效果甚至强于未受采动时的正常水平,同时可以维持更大区域生态系统的完整性,比例系数在丰年最高达9.03。

3) 本研究阐述了利用采动水资源主动修复生态环境的技术思路,提出了一套切实可行的计算与评估方法,对西部矿区用水规划及生态调控与管理具有重要的借鉴意义,但仍存在局限性:①由于不同地区植被分布并不具备简单意义上的相似性或直接相关性,小样本无法有效代表大区间,且研究区域地表水系径流量、利用率以及采动水资源的生态占比等参数受气候条件、调度距离、生产安排等多种因素影响,因此本研究不能直接推广应用于大尺度区域的水量平衡预测,该方面仍需在加强区域水资源统筹规划管理的基础上进一步研究;②面积定额法与潜水蒸发法可有效计算区域生态需水水平,但较为依赖前期工作基础及植被系数、地下水位埋深等关键参数的获取,因缺乏研究区域的前期工作积累,本研究采用相似地质条件的生态参数对目标区域生态需水量进行估算,虽然具有一定的指导意义,但准确性仍待提高。

参考文献(References):

- [1] 英国能源学会,毕马威咨询公司,科尔尼咨询公司. 2023年世界能源统计年鉴[M]. 英国:英国能源学会,毕马威咨询公司,科尔尼咨询公司, 2023.
- [2] 中国能源中长期发展战略研究项目组. 中国能源中长期(2030、2050)发展战略研究-综合卷[M]. 北京:科学出版社, 2011.
- [3] 国家发展和改革委员会. 煤炭工业发展“十二五”规划[EB/OL]. [2024-12-17]. <https://zfxxgk.nea.gov.cn/auto85/201203/W02012032>

2368710161760.pdf.

- [4] 曹志国, 张建民, 王皓, 等. 西部矿区煤水协调开采物理与情景模拟实验研究[J]. 煤炭学报, 2021, 46(2): 638–651.
CAO Zhiguo, ZHANG Jianmin, WANG Hao, et al. Physical modeling and scenario simulation of coal & water co-mining in coal mining areas in western China[J]. Journal of China Coal Society, 2021, 46(2): 638–651.
- [5] 黄庆享, 赖锦琪. 条带充填保水开采隔水岩组力学模型研究[J]. 采矿与安全工程学报, 2016, 33(4): 592–596.
HUANG Qingxiang, LAI Jinqi. Study on mechanical model of aquifuge beam supported by filling strip in the water preserved mining[J]. Journal of Mining & Safety Engineering, 2016, 33(4): 592–596.
- [6] 国家统计局. 中国统计年鉴 2023[M]. 北京: 国家统计局出版社, 2023.
- [7] 黄小燕, 王圣杰, 王小平. 1960—2015 年中国西北地区大气可降水量变化特征[J]. 气象, 2018, 44(9): 1191–1199.
HUANG Xiaoyan, WANG Shengjie, WANG Xiaoping. Variations of precipitable water in northwest China during 1960—2015[J]. Meteorological Monthly, 2018, 44(9): 1191–1199.
- [8] 吴宝杨, 李全生, 曹志国, 等. 煤矿地下水库高盐矿井水封存对地下水的影响[J]. 煤炭学报, 2021, 46(7): 2360–2369.
WU Baoyang, LI Quansheng, CAO Zhiguo, et al. Influence of high salt mine water stored in underground reservoir of coal mine on Groundwater[J]. Journal of China Coal Society, 2021, 46(7): 2360–2369.
- [9] 王双明, 黄庆享, 范立民, 等. 生态脆弱矿区含(隔)水层特征及保水开采分区研究[J]. 煤炭学报, 2010, 35(1): 7–14.
WANG Shuangming, HUANG Qingxiang, FAN Limin, et al. Study on overburden aquiclude and water protection mining regionization in the ecological fragile mining area[J]. Journal of China Coal Society, 2010, 35(1): 7–14.
- [10] 吴宝杨. 煤矿分布式地下水库煤柱坝体合理布置方式[J]. 煤矿安全, 2018, 49(9): 68–72, 78.
WU Baoyang. Reasonable arrangement mode about coal pillar dam of distributed groundwater reservoir in coal mine[J]. Safety in Coal Mines, 2018, 49(9): 68–72, 78.
- [11] 国家发展和改革委员会, 国家能源局. 发展改革委能源局印发《矿井水利用发展规划》[EB/OL]. (2013-01-29)[2024-12-17]. https://www.gov.cn/zhuant/2013-01/29/content_2609641.htm.
- [12] 中华人民共和国中央人民政府, 国务院. 加快推进生态文明建设的意见[EB/OL]. (2015-04-25)[2024-12-17]. https://www.gov.cn/gongbao/content/2015/content_2864050.htm.
- [13] 环境保护部. 水污染防治行动计划: 中英文对照[M]. 北京: 人民出版社, 2015.
- [14] 国土资源部, 工业和信息化部, 财政部, 环境保护部, 国家能源局. 关于加强矿山地质环境恢复和综合治理的指导意见[EB/OL]. (2016-07-01)[2024-12-17]. https://www.mnr.gov.cn/gk/tzgg/201607/t20160720_1991811.html.
- [15] 生态环境部, 国家发展和改革委员会, 国家能源局. 关于进一步加强煤炭资源开发环境影响评价管理的通知[EB/OL]. (2020-11-04)[2024-12-17]. https://www.mee.gov.cn/xxgk2018/xxgk/xxgk03/202012/t20201202_811127.html.
- [16] 姚强岭, 汤传金, 徐强, 等. 煤矿采动水资源开发与利用技术框架[J]. 中国科技论文, 2020, 15(9): 973–979.
YAO Qiangling, TANG Chuanjin, XU Qiang, et al. Technical framework for exploitation and utilization of mining-affected water resource in coal mine[J]. China Sciencepaper, 2020, 15(9): 973–979.
- [17] 顾大钊, 李庭, 李井峰, 等. 我国煤矿矿井水处理技术现状与展望[J]. 煤炭科学技术, 2021, 49(1): 11–18.
GU Dazhao, LI Ting, LI Jingfeng, et al. Current status and prospects of coal mine water treatment technology in China[J]. Coal Science and Technology, 2021, 49(1): 11–18.
- [18] 李国平, 刘治国. 陕北地区煤炭资源开采过程中的生态破坏与对策[J]. 干旱区资源与环境, 2007, 21(1): 47–50.
LI Guoping, LIU Zhiguo. The ecological and environmental damage and economic loss in coal exploitation in northern Shaanxi[J]. Journal of Arid Land Resources and Environment, 2007, 21(1): 47–50.
- [19] YAO Q L, YU L Q. Advances in coal and water co-mining[J]. Energies, 2023, 16(6): 2666.
- [20] 范立民. 神木矿区的主要环境地质问题[J]. 水文地质工程地质, 1992, 19(6): 37–40.
FAN Limin. Environmental geology in Shenmu mining area[J]. Hydrogeology and Engineering Geology, 1992, 19(6): 37–40.
- [21] 范立民. 论保水采煤问题[J]. 煤田地质与勘探, 2005, 33(5): 50–53.
FAN Limin. Discussing on coal mining under water-containing condition[J]. Coal Geology & Exploration, 2005, 33(5): 50–53.
- [22] 钱鸣高, 许家林, 缪协兴. 煤矿绿色开采技术[J]. 中国矿业大学学报, 2003, 32(4): 343–348.
QIAN Minggao, XU Jialin, MIAO Xiexing. Green technique in coal mining[J]. Journal of China University of Mining & Technology, 2003, 32(4): 343–348.
- [23] 钱鸣高. 绿色开采的概念与技术体系[J]. 煤炭科技, 2003, 24(4): 1–3.
QIAN Minggao. Technological system and green mining concept[J]. Coal Science & Technology Magazine, 2003, 24(4): 1–3.
- [24] 钱鸣高, 许家林, 缪协兴. 煤矿绿色开采技术的研究与实践[J]. 能源技术与管理, 2004, 29(4): 1–4.
QIAN Minggao, XU Jialin, MIAO Xiexing. Study and application of the green mining technology[J]. Energy Technology and Management, 2004, 29(4): 1–4.
- [25] 钱鸣高, 曹胜根. 煤炭开采的科学技术与管理[J]. 采矿与安全工程学报, 2007, 24(1): 1–7.
QIAN Minggao, CAO Shenggen. Scientific technique and management in coal mining[J]. Journal of Mining & Safety Engineering, 2007, 24(1): 1–7.
- [26] 钱鸣高. 煤炭的科学开采及有关问题的讨论[J]. 中国煤炭, 2008, 34(8): 5–10, 20.
QIAN Minggao. On scienized coal mining[J]. China Coal, 2008, 34(8): 5–10, 20.
- [27] 钱鸣高. 煤炭的科学开采[J]. 煤炭学报, 2010, 35(4): 529–534.
QIAN Minggao. On sustainable coal mining in China[J]. Journal of China Coal Society, 2010, 35(4): 529–534.
- [28] 钱鸣高, 许家林. 科学采矿的理念与技术框架[J]. 中国矿业大学学报(社会科学版), 2011, 13(3): 1–7, 23.
QIAN Minggao, XU Jialin. Concept and technical framework of

- sustainable mining[J]. Journal of China University of Mining & Technology (Social Science), 2011, 13(3): 1-7,23.
- [29] 范立民. 保水采煤的科学内涵[J]. 煤炭学报, 2017, 42(1): 27-35.
FAN Limin. Scientific connotation of water-preserved mining[J]. Journal of China Coal Society, 2017, 42(1): 27-35.
- [30] 顾大钊. 煤矿地下水库理论框架和技术体系[J]. 煤炭学报, 2015, 40(2): 239-246.
GU Dazhao. Theory framework and technological system of coal mine underground reservoir[J]. Journal of China Coal Society, 2015, 40(2): 239-246.
- [31] 顾大钊, 张勇, 曹志国. 我国煤炭开采水资源保护利用技术研究进展[J]. 煤炭科学技术, 2016, 44(1): 1-7.
GU Dazhao, ZHANG Yong, CAO Zhiguo. Technical progress of water resource protection and utilization by coal mining in China[J]. Coal Science and Technology, 2016, 44(1): 1-7.
- [32] 顾大钊, 李井峰, 曹志国, 等. 我国煤矿矿井水保护利用发展战略与工程科技[J]. 煤炭学报, 2021, 46(10): 3079-3089.
GU Dazhao, LI Jingfeng, CAO Zhiguo, et al. Technology and engineering development strategy of water protection and utilization of coal mine in China[J]. Journal of China Coal Society, 2021, 46(10): 3079-3089.
- [33] 庞义辉, 李全生, 曹光明, 等. 煤矿地下水库储水空间构成分析及计算方法[J]. 煤炭学报, 2019, 44(2): 557-566.
PANG Yihui, LI Quansheng, CAO Guangming, et al. Analysis and calculation method of underground reservoir water storage space composition[J]. Journal of China Coal Society, 2019, 44(2): 557-566.
- [34] 鞠金峰, 许家林, 朱卫兵. 西部缺水矿区地下水库保水的库容研究[J]. 煤炭学报, 2017, 42(2): 381-387.
JU Jinfeng, XU Jialin, ZHU Weibing. Storage capacity of underground reservoir in the Chinese western water-short coalfield[J]. Journal of China Coal Society, 2017, 42(2): 381-387.
- [35] 陈苏社, 黄庆享, 薛刚, 等. 大柳塔煤矿地下水库建设与水资源利用技术[J]. 煤炭科学技术, 2016, 44(8): 21-28.
CHEN Sushe, HUANG Qingxiang, XUE Gang, et al. Technology of underground reservoir construction and water resource utilization in Daliuta coal mine[J]. Coal Science and Technology, 2016, 44(8): 21-28.
- [36] 方杰, 宋洪庆, 徐建建, 等. 考虑有效应力影响的煤矿地下水库储水系数计算模型[J]. 煤炭学报, 2019, 44(12): 3750-3759.
FANG Jie, SONG Hongqing, XU Jianjian, et al. Storage coefficient calculation model of coal mine underground reservoir considering effect of effective stress[J]. Journal of China Coal Society, 2019, 44(12): 3750-3759.
- [37] 汪北方, 梁冰, 姜利国, 等. 采空区垮落岩体空隙储水分形计算及应用研究[J]. 岩石力学与工程学报, 2015, 34(7): 1444-1451.
WANG Beifang, LIANG Bing, JIANG Liguang, et al. Fractal calculation and application of water storage in void of caving rock in the goaf[J]. Chinese Journal of Rock Mechanics and Engineering, 2015, 34(7): 1444-1451.
- [38] 兰中孝, 张才兵, 廖德武, 等. 采煤沉陷区地质环境现状及生态环境修复措施探析: 以安龙县普坪采煤沉陷区综合治理为例[J]. 地下水, 2023, 45(6): 161-163, 178.
- LAN Zhongxiao, ZHANG Caibing, LIAO Dewu, et al. Exploration of the current situation of geological environment and ecological environment restoration measures in coal mining subsidence area: Comprehensive management of Puding coal mining subsidence area in Anlong county as an example[J]. Ground Water, 2023, 45(6): 161-163, 178.
- [39] 徐树媛. 厚黄土区松散含水层地下水对煤矿开采响应机制的研究[D]. 太原: 太原理工大学, 2020.
XU Shuyuan. Study on response mechanism of loose aquifer groundwater to coal mining in thick loess area[D]. Taiyuan: Taiyuan University of Technology, 2020.
- [40] 来兴平, 张旭东, 单鹏飞, 等. 厚松散层下三软煤层开采覆岩导水裂隙发育规律[J]. 岩石力学与工程学报, 2021, 40(9): 1739-1750.
LAI Xingping, ZHANG Xudong, SHAN Pengfei, et al. Study on development law of water-conducting fractures in overlying strata of three soft coal seam mining under thick loose layers[J]. Chinese Journal of Rock Mechanics and Engineering, 2021, 40(9): 1739-1750.
- [41] 李星亮, 黄庆享. 水体下特厚煤层综放开采导水裂隙带高度发育特征研究[J]. 采矿与安全工程学报, 2022, 39(1): 54-61.
LI Xingliang, HUANG Qingxiang. High development characteristics of water flowing fractured zone in fully-mechanized top-caving mining of extremely thick coal seam under water[J]. Journal of Mining & Safety Engineering, 2022, 39(1): 54-61.
- [42] 薛禹群. 地下水动力学[M]. 2版. 北京: 地质出版社, 1997.
- [43] 武强. 煤矿防治水手册[M]. 北京: 煤炭工业出版社, 2013.
- [44] 栗东. 三元煤矿薄基岩区关键隔水层阻隔水性能研究[J]. 能源技术与管理, 2021, 46(6): 14-16, 65.
LI Dong. Energy Technology and Management, 2021, 46(6): 14-16, 65.
- [45] 李全生, 鞠金峰, 许家林, 等. 导水裂隙的自修复: 地下水混流沉淀的影响[J]. 煤炭学报, 2023, 48(6): 2540-2549.
LI Quansheng, JU Jinfeng, XU Jialin, et al. Self-healing mechanisms of water-conducting fractures: The influence of chemical precipitation induced by the mixing of different groundwater[J]. Journal of China Coal Society, 2023, 48(6): 2540-2549.
- [46] 李全生, 鞠金峰, 许家林, 等. 神东矿区采动裂隙岩体自修复特征研究[J]. 煤炭科学技术, 2023, 51(8): 12-22.
LI Quansheng, JU Jinfeng, XU Jialin, et al. Self-healing law of mining fractured rock mass in Shendong coalfield[J]. Coal Science and Technology, 2023, 51(8): 12-22.
- [47] 高建国. 黔北山区煤矿采动水害机理及防控技术研究[D]. 徐州: 中国矿业大学, 2020.
GAO Jianguo. Study on mechanism and prevention and control technology of coal mining water disaster in mountainous area of northern Guizhou[D]. Xuzhou: China University of Mining and Technology, 2020.
- [48] 陈天赐. 基于水文地质参数演化的矿井涌水量动态计算方法与应用[D]. 徐州: 中国矿业大学, 2022.
CHEN Tianci. Dynamic calculation method of mine water inflow based on the evolution of hydrogeological parameters and its application[D]. Xuzhou: China University of Mining and Technology, 2022.

- [49] 韦华鹏. 基于不同开采方式的煤矿涌水数值模拟及环境影响研究[D]. 西安: 西北大学, 2022.
- WEI Huapeng. Study on numerical simulation and environmental impact of coal mine water inrush based on different mining methods[D]. Xi'an: Northwest University, 2022.
- [50] 郭森林. 母杜柴登煤矿顶板砂岩含水层富水规律与水害防控技术研究[D]. 徐州: 中国矿业大学, 2022.
- GUO Senlin. Study on water-rich law and water disaster prevention and control technology of roof sandstone aquifer in Mudu Chaideng coal mine[D]. Xuzhou: China University of Mining and Technology, 2022.
- [51] 马青山, 骆祖江. 解析法和数值法在矿井涌水量预测中的比较[J]. *矿业安全与环保*, 2015, 42(4): 63–66, 71.
- MA Qingshan, LUO Zuijiang. Comparison of analytical method and numerical method in mine water inflow prediction[J]. *Mining Safety & Environmental Protection*, 2015, 42(4): 63–66, 71.
- [52] 徐慧. 矿井涌水量预测研究[D]. 廊坊: 华北科技学院, 2015.
- XU Hui. Study on prediction of mine water inflow[D]. Langfang: North China Institute of Science and Technology, 2015.
- [53] 段俭君, 徐会军, 王子河. 相关分析法在矿井涌水量预测中的应用[J]. *煤炭科学技术*, 2013, 41(6): 114–116, 76.
- DUAN Jianjun, XU Huijun, WANG Zihé. Correlational analysis method applied to prediction of mine water inflow quantity[J]. *Coal Science and Technology*, 2013, 41(6): 114–116, 76.
- [54] 王刘文. 兴顺煤矿矿井充水条件分析及涌水量计算[J]. *西部资源*, 2022(4): 66–68.
- WANG Liuwen. Analysis of mine water filling conditions and calculation of water inflow in Xingshun coal mine[J]. *Western Resources*, 2022(4): 66–68.
- [55] 师修昌. 煤炭开采上覆岩层变形破坏及其渗透性评价研究[D]. 北京: 中国矿业大学(北京), 2016.
- SHI Xiuchang. Study on deformation and failure of overlying strata in coal mining and its permeability evaluation[D]. Beijing: China University of Mining & Technology-Beijing, 2016.
- [56] 师修昌. 煤矿地下水库研究进展与展望[J]. *煤炭科学技术*, 2022, 50(10): 216–225.
- SHI Xiuchang. Research progress and prospect of underground mines in coal mines[J]. *Coal Science and Technology*, 2022, 50(10): 216–225.
- [57] 姜琳婧, 方杰, 杨宗, 等. 基于 GIS 与 CAD 的煤矿地下水库库容计算平台开发研究[J]. *煤炭科学技术*, 2020, 48(11): 166–171.
- JIANG Linjing, FANG Jie, YANG Zong, et al. Study on precision computing platform development of coal mine underground reservoir capacity based on GIS and CAD[J]. *Coal Science and Technology*, 2020, 48(11): 166–171.
- [58] 闫鸿远. 煤矿地下水库煤柱坝体“承载-渗透”区域分布特征[D]. 徐州: 中国矿业大学, 2021.
- YAN Hongyuan. Regional distribution characteristics of “bearing-permeability” of coal pillar dam in underground coal mine reservoir[D]. Xuzhou: China University of Mining and Technology, 2021.
- [59] 杨熙聪. 采动变形对耕地土壤持水性影响规律研究[D]. 徐州: 中国矿业大学, 2023.
- YANG Xicong. Study on the influence law of mining deformation on water holding capacity of cultivated soil[D]. Xuzhou: China University of Mining and Technology, 2023.
- [60] 张延旭, 毕银丽, 陈书琳, 等. 半干旱风沙区采煤后裂缝发育对土壤水分的影响[J]. *环境科学与技术*, 2015, 38(3): 11–14.
- ZHANG Yanxu, BI Yinli, CHEN Shulin, et al. Effects of subsidence fracture caused by coal-mining on soil moisture content in semi-arid windy desert area[J]. *Environmental Science & Technology*, 2015, 38(3): 11–14.
- [61] 高凌峰. 采煤沉陷区裂缝发育特征及修复措施[J]. *江西煤炭科技*, 2023(2): 143–145, 152.
- GAO Lingfeng. Fracture development characteristics and repair measures in coal mining subsidence area[J]. *Jiangxi Coal Science & Technology*, 2023(2): 143–145, 152.
- [62] 赵忠海. 北京地区地裂缝灾害的分布特征及其成因探讨[J]. *地质灾害与环境保护*, 2006, 17(3): 75–78.
- ZHAO Zhonghai. Discussion on the distribution characteristics and genetic type of the land crack in Beijing[J]. *Journal of Geological Hazards and Environment Preservation*, 2006, 17(3): 75–78.
- [63] 张田田, 杨为民, 万飞鹏, 等. 抚顺城区采动地裂缝变形特征及其演化过程[J]. *地质与勘探*, 2022, 58(1): 187–199.
- ZHANG Tiantian, YANG Weimin, WAN Feipeng, et al. Deformation characteristics and evolution of ground fissures in the mining area, Fushun city[J]. *Geology and Exploration*, 2022, 58(1): 187–199.
- [64] 王鹏, 余学义, 刘俊. 浅埋煤层大采高开采地表裂缝破坏机理研究[J]. *煤炭工程*, 2014, 46(5): 84–86.
- WANG Peng, YU Xueyi, LIU Jun. Study on cracking failure mechanism of surface ground above underground high cutting coal mining face in shallow mining depth seam[J]. *Coal Engineering*, 2014, 46(5): 84–86.
- [65] 马坤. 榆神矿区采动地裂缝对土壤质量影响与损害评价[D]. 西安: 西安科技大学, 2019.
- MA Kun. Influence and damage evaluation of ground fissures in Yushen mining area on soil quality[D]. Xi'an: Xi'an University of Science and Technology, 2019.
- [66] DARMODY R G, JANSEN I J, CARMER S G, et al. Agricultural impacts of coal mine subsidence: Effects on corn yields[J]. *Journal of Environmental Quality*, 1989, 18(3): 265–267.
- [67] 庄婧. 开采沉陷区土壤性质演变规律与高光谱反演模型研究[D]. 邯郸: 河北工程大学, 2021.
- ZHUANG Jing. Study on evolution law of soil properties and hyperspectral inversion model in mining subsidence area[D]. Handan: Hebei University of Engineering, 2021.
- [68] 高云飞, 张凯, 邓旭, 等. 采煤沉陷区深层土壤物理性质时空变化研究[J]. *煤炭工程*, 2023, 55(1): 131–135.
- GAO Yunfei, ZHANG Kai, DENG Xu, et al. Temporal and spatial variation of deep soil physical properties in coal mining subsidence area[J]. *Coal Engineering*, 2023, 55(1): 131–135.
- [69] 王一淑, 张凯, 王顺洁, 等. 采煤扰动下矿区土壤质量时空变化规律研究[J]. *煤炭工程*, 2023, 55(2): 134–139.
- WANG Yishu, ZHANG Kai, WANG Shunjie, et al. Research on temporal and spatial variation of soil quality in mining area under

- coal mining disturbance[J]. *Coal Engineering*, 2023, 55(2): 134–139.
- [70] 马康, 杨帆, 张玉秀. 西北干旱半干旱区煤炭井工开采对土壤肥力质量的影响研究进展[J]. *中国科学院大学学报*, 2020, 37(4): 442–449.
- MA Kang, YANG Fan, ZHANG Yuxiu. Influence of underground coal mining on soil fertility quality in the northwestern arid and semi-arid regions: A review[J]. *Journal of University of Chinese Academy of Sciences*, 2020, 37(4): 442–449.
- [71] 匡文龙, 邓义芳. 采煤塌陷地区土地生态环境的影响与防治研究[J]. *中国安全科学学报*, 2007, 17(1): 116–120.
- KUANG Wenlong, DENG Yifang. Probe into the soil environmental impact of coal mining collapsed area and its prevention and cure measures[J]. *China Safety Science Journal*, 2007, 17(1): 116–120.
- [72] GLEICK P H. Water in crisis: A guide to the world's fresh water resources[M]. New York: Oxford University Press, 1993.
- [73] GLEICK P H. Water in crisis: Paths to sustainable water use[J]. *Ecological Applications*, 1998, 8(3): 571–579.
- [74] 中华人民共和国行业标准. 江河流域规划环境影响评价: SL45-92[S]. 北京: 水利电力出版社, 1993.
- [75] 汤奇成. 绿洲的发展与水资源的合理利用[J]. *干旱区资源与环境*, 1995, 9(3): 107–112.
- TANG Qicheng. The development in oases and rational use of water resources[J]. *Journal of Arid Land Resources and Environment*, 1995, 9(3): 107–112.
- [76] 胡广录, 赵文智. 干旱半干旱区植被生态需水量计算方法评述[J]. *生态学报*, 2008, 28(12): 6282–6291.
- HU Guanglu, ZHAO Wenzhi. Reviews on calculating methods of vegetation ecological water requirement in arid and semiarid regions[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2008, 28(12): 6282–6291.
- [77] 郭斌, 王新平, 李瑛, 等. 基于生态恢复的塔里木河干流生态需水量预测[J]. *地理科学进展*, 2010, 29(9): 1121–1128.
- GUO Bin, WANG Xiping, LI Ying, et al. Prediction on ecological water demand in the mainstream of the Tarim River based on ecological restoration[J]. *Progress in Geography*, 2010, 29(9): 1121–1128.
- [78] 张瑞君, 段争虎, 谭明亮, 等. 石羊河流域天然植被生态需水量估算及预测[J]. *中国沙漠*, 2012, 32(2): 545–550.
- ZHANG Ruijun, DUAN Zhenghu, TAN Mingliang, et al. Evaluation and prediction of ecological water requirement of natural vegetation in Shiyang River basin[J]. *Journal of Desert Research*, 2012, 32(2): 545–550.
- [79] 姜德娟, 王会肖, 李丽娟. 生态环境需水量分类及计算方法综述[J]. *地理科学进展*, 2003, 22(4): 369–378.
- JIANG Dejuan, WANG Huixiao, LI Lijuan. A review on the classification and calculating methods of ecological and environmental water requirements[J]. *Progress in Geography*, 2003, 22(4): 369–378.
- [80] 卞戈亚, 周明耀, 朱春龙. 生态需水量计算方法研究现状及展望[J]. *水资源保护*, 2003, 19(6): 46–49.
- BIAN Geya, ZHOU Mingyao, ZHU Chunlong. Research status and prospect of calculation method of ecological water demand[J]. *Water Resources Protection*, 2003, 19(6): 46–49.
- [81] 左其亭. 干旱半干旱地区植被生态用水计算[J]. *水土保持学报*, 2002, 16(3): 114–117.
- ZUO Qiting. Study on vegetation ecological use for water resources in arid and semiarid region[J]. *Journal of Soil Water Conservation*, 2002, 16(3): 114–117.
- [82] 何京丽. 半干旱草原植被建设生态需水相关问题的探讨[J]. *水土保持研究*, 2006, 13(6): 271–272, 275.
- HE Jingli. Discussion on the corresponding problems of ecological water requirement for vegetation construction in semi-arid grasslands[J]. *Research of Soil and Water Conservation*, 2006, 13(6): 271–272, 275.
- [83] 宋郁东. 中国塔里木河水资源与生态问题研究[M]. 乌鲁木齐: 新疆人民出版社, 2000: 400–406.
- [84] 王力, 崔远来, 时元智, 等. 鄱阳湖流域典型湿地植物需水规律研究[J]. *节水灌溉*, 2014(12): 6–9, 15.
- WANG Li, CUI Yuanlai, SHI Yuanzhi, et al. Water requirement rule of typical wetland vegetation in Poyang Lake basin[J]. *Water Saving Irrigation*, 2014(12): 6–9, 15.
- [85] 刘新华, 徐海量, 凌红波, 等. 塔里木河下游生态需水估算[J]. *中国沙漠*, 2013, 33(4): 1198–1205.
- LIU Xinhua, XU Hailiang, LING Hongbo, et al. Ecological water requirements in the lower reaches of the Tarim River[J]. *Journal of Desert Research*, 2013, 33(4): 1198–1205.
- [86] 彭飞, 何新林, 刘兵, 等. 干旱区荒漠植被生态需水量计算方法研究[J]. *节水灌溉*, 2017(12): 90–93.
- PENG Fei, HE Xinlin, LIU Bing, et al. A study on estimation method for ecological water requirement of desert vegetation in arid area[J]. *Water Saving Irrigation*, 2017(12): 90–93.
- [87] 贾宝全, 慈龙骏. 新疆生态用水量的初步估算[J]. *生态学报*, 2000, 20(2): 243–250.
- JIA Baoquan, CI Longjun. The primary estimation of water demand by the eco environment in Xinjiang[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2000, 20(2): 243–250.
- [88] 黄金廷. 半干旱区蒸散发对地下水变化响应机制研究[D]. 西安: 长安大学, 2013.
- HUANG Jinting. Study on the response mechanism of evapotranspiration to groundwater change in semi-arid area[D]. Xi'an: Changan University, 2013.