

左其亭, 赵晨光, 马军霞, 等. 水资源行为的二氧化碳排放当量分析方法及应用[J]. 南水北调与水利科技(中英文), 2023, 21(1): 1-12.
ZUO Q T, ZHAO C G, MA J X, et al. Carbon dioxide emission equivalent analysis method of water resource behaviors and its application[J]. South-to-North Water Transfers and Water Science & Technology, 2023, 21(1): 1-12. (in Chinese)

水资源行为的二氧化碳排放当量分析方法及应用

左其亭^{1,2}, 赵晨光¹, 马军霞^{1,2}, 秦西¹, 张志卓¹

(1. 郑州大学水利科学与工程学院, 郑州 450001; 2. 河南省水循环模拟与水环境保护国际联合实验室, 郑州 450001)

摘要:在梳理水资源行为与“双碳”目标关联的基础上, 阐述水资源行为对“双碳”目标的作用机理及度量存在的问题; 从水资源开发、配置、利用、保护 4 个维度, 提出水资源行为(water resource behavior, WRB)的二氧化碳排放当量分析(carbon dioxide emission equivalent analysis, CEEA)方法, 构建二氧化碳排放当量分析函数表(function table of carbon dioxide emission equivalent analysis, FT-CEEA), 包括 16 种水资源行为的二氧化碳排放当量(carbon dioxide emission equivalent, CEE)计算公式, 为水资源领域的二氧化碳排放和吸收效应核算提供一个参考“标尺”, 以河南省为例, 开展 CEEA 方法的应用研究。结果表明: 2020 年河南省水资源行为的二氧化碳排放当量为 2 888.61 万 t, 水资源利用行为(water resource utilization behavior, WRUB)是主要贡献者; 水资源开发行为(water resource development behavior, WRDB)、水资源配置行为(water resource allocation behavior, WRAB)及水资源利用行为(WRUB)产生二氧化碳排放效应, 水资源保护行为(water resource protection behavior, WRPB)产生二氧化碳吸收效应, 4 种 WRB 的 CEE 分别为 1 187.54 万、564.99 万、1 448.38 万、-312.30 万 t。研究成果可为后续水资源领域的二氧化碳排放当量核算提供参考。

关键词:水资源行为(WRB); “双碳”目标; 二氧化碳排放当量(CEE); 当量分析(EA); 二氧化碳排放当量分析(CEEA)方法; 二氧化碳排放当量分析函数表(FT-CEEA)

中图分类号: TV213 文献标志码: A DOI: 10.13476/j.cnki.nsbdqk.2023.0001

1 水资源行为与“双碳”目标

1.1 “双碳”目标的提出背景及发展历程

工业革命以来, 随着二氧化碳的超量排放, 全球气候变化问题愈发严重。1992 年, 多个国家签署了《联合国气候变化框架公约》^[1], 力争将大气中的温室气体含量维持在稳定水平。1997 年, 《联合国气候变化框架公约的京都议定书》要求发达国家自 2005 年、发展中国家自 2012 年开始承担碳减排义务^[2]。2015 年, 《巴黎协定》要求各缔约方以“自主贡献”的方式参与气候变化行动, 确保全球平均温升保持在相对于工业化水平前 2 °C 以内, 并努力将其控制在 1.5 °C 以内^[3]。2019 年, 欧盟委员会、美国、德国相继发布《欧洲绿色协议》《清洁能源革命和环境计划》《联邦气候保护法》, 旨在 2050 年实现“碳中和”的国家减排目标。2020 年, 英国公布《绿色工

业革命十项计划》、日本推出《绿色增长战略》, 以期在 2050 年前实现温室气体“净零排放”目标。实现碳减排目标以应对气候变化已然成为全人类的共同事业。

中国碳排放总量自 2005 年连续 15 年居于世界首位, 作为发展中国家, 中国从构建人类命运共同体的高度出发, 于 2020 年 9 月 22 日提出“力争 2030 年前二氧化碳排放达到峰值、2060 年前实现碳中和”的“双碳”战略目标^[4], 12 月 12 日提出“2030 年中国单位 GDP 二氧化碳排放比 2005 年下降 65% 以上”的具体数量目标^[5], 12 月 16 日中央经济工作会议明确把做好“双碳”工作列为 2021 年八项重点任务之一。2021 年 3 月 5 日, 碳达峰、碳中和首次被写入国务院政府工作报告, 中国“双碳”元年正式开启; 3 月 12 日, 《中华人民共和国国民经济和社会发展第十四个五年规划和 2035 年远景目标

收稿日期: 2023-01-18 修回日期: 2023-02-01 网络出版时间: 2023-02-03

网络出版地址: <https://kns.cnki.net/kcms/detail/13.1430.TV.20230203.0945.002.html>

基金项目: 国家自然科学基金项目(52279027); 国家重点研发计划项目(2021YFC3200201); 河南省重大公益性科技专项项目(201300311500)

作者简介: 左其亭(1967—), 男, 河南固始人, 教授, 博士, 博士生导师, 主要从事水文学及水资源研究。E-mail: zuoqt@zzu.edu.cn

纲要》发布,强调要积极应对气候变化,落实 2030 年应对气候变化国家自主贡献目标;10 月 24 日,《关于完整准确全面贯彻新发展理念做好碳达峰碳中和工作的意见》正式印发,系统谋划、总体部署了“双碳”战略目标的主要工作;10 月 26 日,《2030 年前碳达峰行动方案》正式印发,提出了 2030 年前碳达峰的主要目标。2022 年 10 月 25 日,党的二十大报告强调了要分步骤实施碳达峰行动,积极稳妥推进碳中和目标实现。

为贯彻落实“双碳”战略目标,中国各省(自治区、直辖市)政府部门以及能源、工业、城乡建设、交通运输、科技等各个领域相继发布碳达峰、碳中和行动实施方案。水资源领域的相关方案也紧步相随,2021 年 12 月,水利部印发《水土保持“十四五”实施方案》,提出水土保持要积极开展不同区域多尺度碳汇效应、碳中和技术等研究。2022 年 6 月,水利部与国家发展改革委、市场监管总局等多个部门联合印发《工业水效提升行动计划》,支持并推动企业节水降碳技术协同改造;10 月,《中华人民共和国黄河保护法(2022 年)》正式发布,要求黄河流域县级以上地方人民政府因地制宜发展清洁低碳能源,积极推进碳达峰碳中和工作;12 月,《关于深入推进黄河流域工业绿色发展的指导意见》印发,提出“到 2025 年,黄河流域工业绿色发展水平明显提升,传统制造业能耗、水耗、碳排放强度显著下降,绿色低碳技术装备广泛应用”等目标。

1.2 水资源行为对“双碳”目标作用机理分析

水资源行为(water resource behavior, WRB)即与水资源开发、配置、利用、保护等相关一系列活动的统称^[6]。一般可将水资源行为分为水资源开发行为、配置行为、利用行为、保护行为 4 类。水资源开发行为(water resource development behavior, WRDB)是指通过各种工程及非工程措施对天然水资源进行提取、处理、加工后以服务人类社会所使用的一系列活^[7],例如地表水提升、地下水抽取、水库蓄水、生水处理和海水淡化等。水资源配置行为(water resource allocation behavior, WRAB)是指在特定流域或区域内,考虑水资源与社会、经济、生态、环境等要素之间的关系,对各用水部门进行可利用水资源的输送、分配及调度的一系列活^[8],例如城乡自来水分配、跨流域调水等。水资源利用行为(water resource utilization behavior, WRUB)是指充分发挥水资源的经济、社会和生态功能,以

满足人类活动使用需求的一系列活^[9],例如生活用水、工业用水、农业用水、生态用水以及水力发电等。水资源保护行为(water resource protection behavior, WRPB)是指采取节约用水、水污染防治及污水资源化等保护和修复措施以实现水资源可持续利用的一系列活^[10],例如节约用水、污水收集、污水处理以及污水回用等。

水资源行为可能会产生二氧化碳排放或吸收效应,对“双碳”目标起到抑制和促进作用,其作用机理见图 1。不同水资源行为与二氧化碳排放或吸收效应之间具有复杂性、联动性和变化性等特点。在水资源开发行为中,由于水泵机组、水轮机、水处理设备、净水设备、海水淡化设备等用电机械装置的使用,电能的消耗和转化是产生二氧化碳排放效应的主要原因。在输配水过程中需要通过水泵增压或提升水头,最后将水资源输送至用水户或水厂,该过程会消耗大量电能,因此水资源配置行为也会产生二氧化碳排放。在生活、工业和农业灌溉等终端用水过程中,所涉及的加热、冷却、灌溉等活动消耗化石能源及电能,会产生二氧化碳排放;同时,由于农田、湿地、水域等生态系统存在碳汇效应,农业和生态系统在用水的同时伴随着二氧化碳吸收效应;此外,相较于火力发电,水力发电行为能够显著降低二氧化碳排放效应。在水资源保护行为中,二氧化碳排放主要来源于污水收集和处^[11]理中电能的消耗。但水资源保护行为的排放效应远小于吸收效应:一方面,污水处理过程能够显著降低污染物含量,产生的污泥也可用于发电;另一方面,节约用水和污水回用直接减少了开发、配置等的能耗,间接降低了二氧化碳排放。

1.3 水资源行为对“双碳”目标作用度量存在的问题

当前用于研究水资源行为的二氧化碳排放方法主要包括以下 3 种:基于 IPCC 指南的排放因子法^[11]、自上而下的生命周期分析法(LCA)^[12]、自下而上的投入产出法(IOA)^[13]。例如:Valek 等^[14]采用墨西哥电力系统的碳排放系数计算了供水和废水系统的二氧化碳排放量;赵荣钦等^[15]采用城市水系统碳排放核算体系对郑州市水系统碳排放进行核算;Friedrich 等^[16]基于 LCA 方法评估南非德班城市水系统不同环节(蓄水、水处理、分配、收集、污水处理)的碳足迹;Arora 等^[17]使用 LCA 方法计算墨尔本城

市水循环各阶段的具体能源使用量;陆瑶等^[18]从大型体育场馆取水、给水、用水、污水处理等水的全生命周期角度出发,采用排放因子法和 LCA 方法对各个环节的能源消耗与碳排放进行核算;Duan

和 Chen^[19]基于 IOA 分析与物质流分析,研究了北京市能源系统和水系统下的能源-水-碳关系;Wang 等^[20]利用环境投入-产出模型(EIO)分析了中国的水-能-碳关联特征。

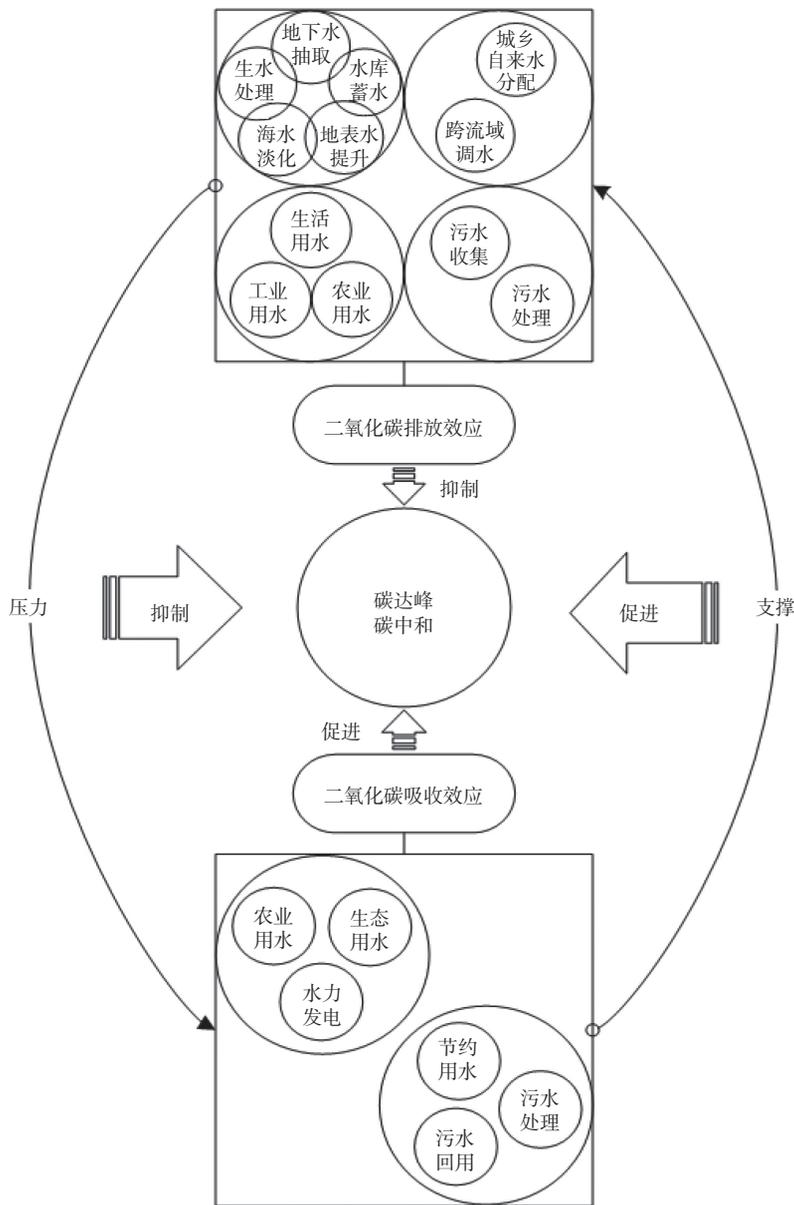


图 1 水资源行为对“双碳”目标的作用机理

Fig. 1 The action mechanism of water resource behaviors on carbon peak and carbon neutrality goals

基于对上述研究的梳理分析,可以认为水资源行为的二氧化碳排放量核算存在以下两个问题:研究范围多局限于城市系统中的水资源相关部门或能源相关部门,研究内容通常局限于与能源相关的碳排放,不能涵盖常见的水资源行为;度量方法针对性太强、数据获取难度较大,较难复现。排放因子及数据的选择上存在较大不确定性,生命周期法计算工作量较大,投入产出法多被用于隐含二氧化碳排放的计算且准确度相对较低。因此,为完善水

资源领域的二氧化碳核算方法体系,提出二氧化碳排放当量分析思路和计算方法,相当于制作一把可横向比较的“尺子”,为水资源行为相关的二氧化碳排放当量核算提供参考。

2 水资源行为的二氧化碳排放当量分析方法

2.1 CEEA 方法概述

水资源行为的二氧化碳排放当量(carbon dioxide emission equivalent, CEE)是指由水资源的开

发、配置、利用、保护等相关的一系列活动所直接或间接导致的二氧化碳排放量^[21]。因为有些并不是

直接的二氧化碳排放量,而是相当的量,所以称其为 CEE。二氧化碳排放当量分析方法见图 2。

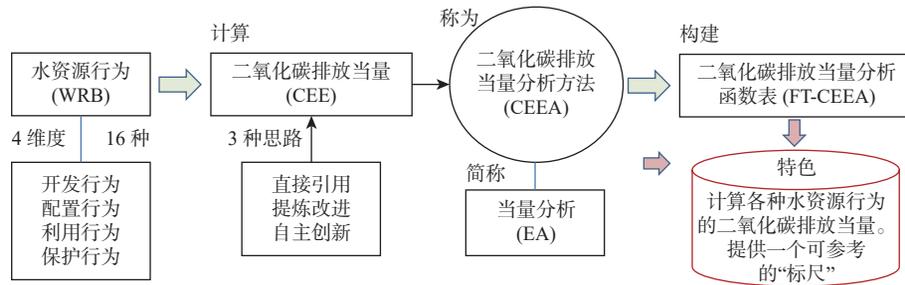


图 2 二氧化碳排放当量分析方法
Fig. 2 The diagrammatic sketch of the CEEA

从水资源开发、配置、利用、保护 4 个维度的 16 种 WRB 出发,在系统梳理相关研究的基础上,通过直接引用、提炼改进、自主创新 3 种思路,提出不同 WRB 的 CEEA 方法和计算公式,并构建一个可比较的二氧化碳排放当量分析函数表(function table of carbon dioxide emission equivalent analysis, FT-CEEA)。这种方法统称为二氧化碳排放当量分析方法(carbon dioxide emission equivalent analysis, CEEA),简称为当量分析(equivalent analysis, EA)。这种方法和 FT-CEEA 函数表为水资源领域的二氧化碳排放当量核算提供一个横向可对比的“标尺”。

2.2 CEEA 方法主要计算内容

水资源开发行为:主要包括地表水提升(WRDB₁)、地下水抽取(WRDB₂)、水库蓄水(WRDB₃)、生水处理(WRDB₄)和海水淡化(WRDB₅) 5 种行为。
①地表水提升:指通过无坝引水、有坝引水、抽水取水、水库取水 4 种取水方式,从河流、湖泊等地表水体中将水提取到高程相对较高位置以实现原水集中处理的水资源行为。在提水过程中存在电能转换为提水工程所需要的机械能,因此其二氧化碳排放主要集中在能耗环节。
②地下水抽取:指采用抽水设备通过井孔从地下含水层中抽取以实现原水集中处理的水资源行为。其二氧化碳排放原理与地表水提升类似。
③水库蓄水:指通过水库、闸坝等蓄水工程将水拦蓄并储存起来的水资源行为。在蓄水过程中,泵站、闸门、水位监测设备等蓄水基础设施的日常运行需要消耗电能^[22]会产生二氧化碳排放。
④生水处理:指通过水厂的水处理设备对从水源地提取的原水进行处理以供使用的水资源行为。水处理过程包括混凝、沉淀、过滤、消毒等环节^[23],每个环节涉及不同的水处理设备,且

这些设备在水处理过程中会消耗能量,产生二氧化碳排放。
⑤海水淡化:指通过海水脱盐技术将海水处理成为可供使用的淡水的水资源行为。海水冻结法、反渗透法、蒸馏法、碳酸铵离子交换法以及电渗析法是常见的海水淡化方法,所使用的水淡化设备会消耗电能^[24]。

水资源配置行为:主要包括城乡自来水分配(WRAB₁)和跨流域调水(WRAB₂)。
①城乡自来水分配:指通过城乡自来水给水及输配水管网系统将水厂已处理的原水输送至终端用水户的水资源行为。在输配水过程中,泵站加压所需电能消耗及水头损失会产生二氧化碳排放^[25-26]。
②跨流域调水:指通过调水和引水等工程将水从一个流域调入另一流域以解决地区缺水问题的水资源行为。泵站加压输送是大多数跨流域调水工程的主要输水方式,其产生二氧化碳排放的原理与城乡自来水分配类似。

水资源利用行为:主要包括生活用水(WRUB₁)、工业用水(WRUB₂)、农业用水(WRUB₃)、生态用水(WRUB₄)以及水力发电(WRUB₅)。
①生活用水:指人类日常生活使用并消耗水的水资源行为,主要包括城镇及农村居民家庭和公共生活用水。居民家庭生活用水,用于烹饪和洗浴的加热耗能产生的二氧化碳排放占绝大部分^[27],公共生活用水耗能占比少且不易计算,只考虑家庭生活用水的二氧化碳排放。
②工业用水:指在工业生产过程中使用并消耗水的水资源行为,可分为原料、产品处理、锅炉及冷却用水。其二氧化碳排放主要集中在生产过程中加热和冷却水的能耗环节^[28]。此外,还可通过工业部门的用电结构确定用电量进而计算其二氧化碳排放当量。
③农业用水:指与农业灌溉及作物生长等活动用水相关的水资源行为。其二氧化碳排放当量为二氧化碳排放和二氧化碳吸收的差值。其

二氧化碳排放主要集中在农业灌溉过程,通过实际农业灌溉面积计算。考虑到阳光、水分和肥料3种关键因素对作物生长过程的综合影响^[29],农业用水行为的二氧化碳吸收效应通过设置权重方案进行定量评估。④生态用水:指将水用于或消耗于各类植被、植物群落及各种非生物以维持和保护生态系统的水资源行为。与该行为密切相关的主要有林地、草地、湿地、水域4种,与作物生长原理类似,在一定程度上会产生二氧化碳吸收效应。主要考虑与人类活动相关的人工生态用水^[30],采用城市园林、城市绿地(不包含园林面积)、水域及湿地近似计算生态用水行为的二氧化碳排放当量。⑤水力发电:指通过水电站及水力发电工程将水能转换为电能的水资源行为。水力发电行为可视为减碳行为:一方面,相较于火力发电,其二氧化碳排放量极低,可不予考虑^[31-32];另一方面,其发电作用直接减少了火电消耗化石燃料,等效于减少二氧化碳排放量。

水资源保护行为:主要包括节约用水(WRPB₁)、污水收集(WRPB₂)、污水处理(WRPB₃)以及污水回用(WRPB₄)。①节约用水:指直接减少水资源使用的水资源行为。它不仅减少了用水量,还间接减少了水资源开发和配置环节的能源消耗,因此可视为减碳行为^[33]。②污水收集:指将城乡生活污水、工

业废水等通过污水管网汇流、再通过水泵加压送至污水处理厂的水资源行为。其二氧化碳排放原理与城乡自来水分配类似,主要集中在克服水头损失产生的能源消耗^[34]。③污水处理:指将污水通过污水处理厂进行净化以达到排放或再次使用水质要求的水资源行为。污水处理一般包括一级、二级、三级处理3个阶段,其二氧化碳排放主要集中在二级和三级处理阶段^[35]。同时,污水处理也存在部分二氧化碳吸收效应:一方面,污水处理过程会减少污水中大量的有机污染物含量;另一方面,污水中的污泥常可用于发电^[36],直接减少其他发电消耗化石燃料。因此,其二氧化碳排放当量为排放和吸收的差值。④再生水回用:指将经过处理并满足某种使用要求的污水、废水进行二次利用的水资源行为。再生水回用在一定程度上减少了水资源开发,可视其为二氧化碳减排行为。

2.3 二氧化碳排放当量分析函数表

根据上述 CEEA 计算内容,并选择各自的计算公式,构建水资源行为的二氧化碳排放当量分析函数表(FT-CEEA),见表1。此外,根据相关研究^[22,37],针对中国不同地区的电网平均二氧化碳排放因子和地下水抽取的能源强度,给出可参考取值见表2和表3,可根据实际情况选择取用。对 FT-CEEA 的使用说明如下:

表1 水资源行为的二氧化碳排放当量分析函数表(FT-CEEA)

Tab. 1 The FT-CEEA of water resource behaviors

水资源行为	CEEA的计算公式	公式中的参数及参考值说明
地表水提升 WRDB ₁	$E_1 = Q_1 \times E_{I1} \times E_F$ $E_{I1} = \frac{\rho \times g \times h_1}{3.6 \times 10^6 \times \eta}$ $E_F = \frac{\sum_i (F_{C_{i,y}} \times N_{CV_{i,y}} \times E_{FCO_2,i,y})}{E_{G,y}}$	<p>参数说明: E_1是地表水取水行为的二氧化碳排放当量, kg; Q_1是地表水取水量, m³; E_{I1}是该种水资源行为的能源强度(抽取单方地表水所需要的电能), kW·h/m³; ρ为地表水密度(一般为1000), kg/m³; g为重力加速度(一般为9.8), m/s²; h_1为地表水取水扬程, m; η为提水工程的效率(一般为40), %; E_F为电力系统二氧化碳排放因子(消耗单位电能所排放的二氧化碳量), kg/(kW·h); E_G是电力系统计算时段内的总净发电量, kW·h; F_{C_i}是计算时段内发电机组对燃料<i>i</i>的总消耗量, 质量或体积单位; N_{CV_i}是计算时段内燃料<i>i</i>的平均低位发热量, GJ; $E_{FCO_2,i}$是计算时段内燃料<i>i</i>的CO₂排放因子(单位能量排放的二氧化碳量), kg/GJ。</p> <p>参考值说明: E_F的取值可根据研究区域实际情况统计得到, 也可参考中国生态环境部发布的不同区域电网排放因子(表2)。地表水提水工程能源强度E_{I1}主要与扬程h_1有关, 在中国不同地区差异较小, 平均状态下可取0.2 kW·h/m³。全球水平可参考0.000 2 ~ 1.74 kW·h/m³。</p>
地下水抽取 WRDB ₂	$E_2 = Q_2 \times E_{I2} \times E_F$ $E_{I2} = \frac{9.8 \times \rho \times h_2}{3.6 \times 10^6 \times \eta}$	<p>参数说明: E_2是地下水抽取行为的二氧化碳排放当量, kg; Q_2是地下水取水量, m³; E_{I2}是该种水资源行为的能源强度(抽取单方地下水所需要的电能), kW·h/m³; h_2为地下水埋深, m。其他变量意义同上。与地表水不同的是, 地下水抽取行为的能源强度随着地下水埋深的增加而存在较大差异。</p> <p>参考值说明: E_{I2}的取值可根据研究区实际情况调查得到, 中国不同区域的E_{I2}也可参考表3。其他国家的可供参考取值如下: 美国0.18 ~ 0.49 kW·h/m³, 澳大利亚0.48 ~ 0.53 kW·h/m³, 全球水平0.37 ~ 1.44 kW·h/m³。</p>

表 1(续)
Tab. 1 (Continued)

水资源行为	CEEA的计算公式	公式中的参数及参考值说明
水库蓄水 WRDB ₃	$E_3 = Q_3 \times E_{I_3} \times E_F$	参数说明: E_3 是水库蓄水行为的二氧化碳排放当量, kg; Q_3 是水库蓄水量, m^3 ; E_{I_3} 是该种水资源行为的能源强度(水库蓄单方水需要消耗的电能), $kW \cdot h/m^3$ 。 参考值说明: E_{I_3} 的取值在不同区域由于水库情况差异而有所不同。可对研究区水库进行实地走访获取 E_{I_3} 的取值。研究表明中国水库的能源强度区间是 $[0.07, 0.20]kW \cdot h/m^3$, 研究中国平均状态时可采用 $0.14 kW \cdot h/m^3$ 。
生水处理 WRDB ₄	$E_4 = Q_4 \times E_{I_4} \times E_F$	参数说明: E_4 是生水处理行为的二氧化碳排放当量, kg; Q_4 是生水处理量, m^3 ; E_{I_4} 是该种水资源行为的能源强度(处理单方水需要消耗的电能), $kW \cdot h/m^3$ 。 参考值说明: E_{I_4} 的值是由生水处理过程中各个环节的能耗数据统计计算确定, 根据中国城市供水年鉴得到全国平均值为 $0.31 kW \cdot h/m^3$, 可供参考。已有研究也给出了不同国家的取值: 美国 $0.371 \sim 0.392 kW \cdot h/m^3$, 澳大利亚 $0.1 \sim 0.6 kW \cdot h/m^3$, 加拿大 $0.38 \sim 1.44 kW \cdot h/m^3$, 西班牙 $0.11 \sim 1.50 kW \cdot h/m^3$, 新西兰 $0.15 \sim 0.44 kW \cdot h/m^3$ 。
海水淡化 WRDB ₅	$E_5 = Q_5 \times E_{I_5} \times E_F$	参数说明: E_5 是海水淡化行为的二氧化碳排放当量, kg; Q_5 是海水淡化量, m^3 ; E_{I_5} 是该种水资源行为的能源强度(淡化单方海水需要消耗的电能), $kW \cdot h/m^3$ 。 参考值说明: E_{I_5} 的取值应根据研究区海水淡化工厂调查数据获取。根据已有研究, 中国海水淡化行为的能源强度 E_{I_5} (淡化单方海水需要消耗的电能)可取 $5.9 kW \cdot h/m^3$ 。其他国家的可参考取值: 澳大利亚 $4.0 kW \cdot h/m^3$, 全球水平 $2.4 \sim 8.5 kW \cdot h/m^3$ 。
城乡自来水 分配 WRAB ₁	$E_6 = \frac{Q_6 \times E_{I_6} \times E_F}{9.8 \times \rho \times (h_f + h_j)}$ $E_{I_6} = \frac{3.6 \times 10^6 \times \eta}{\lambda \frac{l}{4R} \frac{v^2}{2g}}$ $h_f = \lambda \frac{l}{4R} \frac{v^2}{2g}$ $h_j = \zeta \frac{v^2}{2g}$	参数说明: E_6 是城乡自来水分配行为的二氧化碳排放当量, kg; Q_6 是城乡自来水分配水量, m^3 ; E_{I_6} 是该种水资源行为的能源强度(分配单方城乡自来水需要消耗的电能), $kW \cdot h/m^3$; h_f 为沿程水头损失; λ 是沿程阻力系数; l 是输配水长度, m; R 为水力半径, m; v 为输配水平均流速, m/s; h_j 为局部水头损失, m; ζ 为局部阻力系数; η 为加压泵站效率。水头损失可采用Darcy公式计算。 参考值说明: 能源强度 E_{I_6} 的确定可根据自来水公司的单位配水耗电量数据调查统计得到。中国不同地区的自来水公司的能源强度有较大差异, 结合中国城市供水年鉴和相关研究, E_{I_6} 建议取值为 $0.20 kW \cdot h/m^3$, 可供参考。其他国家的可参考取值: 美国加州 $0.20 \sim 0.32 kW \cdot h/m^3$, 西班牙 $0.12 \sim 0.22 kW \cdot h/m^3$, 南非 $0.10 kW \cdot h/m^3$ 。
跨流域调水 WRAB ₂	$E_7 = \frac{Q_7 \times E_{I_7} \times E_F}{\rho \times g \times (h_f + h_j)}$ $E_{I_7} = \frac{3.6 \times 10^6 \times \eta}{\rho \times g \times (h_f + h_j)}$	参数说明: E_7 是跨流域调水行为的二氧化碳排放当量, kg; Q_7 是跨流域调水量, m^3 ; E_{I_7} 是该种水资源行为的能源强度(跨流域调单方水需要消耗的电能), $kW \cdot h/m^3$; h_f 和 h_j 分别为明渠的沿程水头损失和局部水头损失, m; 具体计算可参考明渠水力学的相关公式。 参考值说明: 缺乏必要的调查条件时, 中国的 E_{I_7} 可参考取值: $0.815 kW \cdot h/m^3$ 。
生活用水 WRUB ₁	$E_8 = Q_8 \times E_{I_8} \times E_F$ $E_{I_8} = \rho \times R_{\text{household}} \times (R_{\text{heat},1} + R_{\text{heat},2}) \times C_w \times \Delta T \times 1/\eta$	参数说明: E_8 为生活用水产生的二氧化碳排放当量, kg; E_{I_8} 为生活用水能源强度(单位生活用水的能源消耗量), $kW \cdot h/m^3$; C_w 是水的比热容[一般为 $1.162 \times 10^3 kW \cdot h/(kg \cdot ^\circ C)$]; ΔT 为加热前后的温度差, $^\circ C$; η 为加热设备的效率(一般为95%); Q_8 为生活用水总量, m^3 ; $R_{\text{household}}$ 为生活用水中居民家庭生活用水的占比; R_{heat} 为用于加热的水占居民家庭生活用水量的比例, 其中, $R_{\text{heat},1}$ 为炊事和饮用水的比例, $R_{\text{heat},2}$ 为洗浴用水的比例。 参考值说明: 根据研究需求不同, $R_{\text{household}}$ 可根据实际调查获取。在开展省级尺度研究时, 可参考中国水资源公报中不同省份城乡居民人均生活用水量占人均生活用水量的比例。 $R_{\text{heat},1}$ 和 $R_{\text{heat},2}$ 根据相关研究中生活用水的最终用途, 综合确定为18%和25%, 对应的 ΔT 分别为 $85^\circ C$ 和 $25^\circ C$ (这里设定加热前水温为 $15^\circ C$, 加热后水温分别为 $100^\circ C$ 和 $40^\circ C$)。此外, 中国典型城市的家庭用水能源强度可参考取值为 $7.43 kW \cdot h/m^3$, 加拿大安大略省为 $24.6 kW \cdot h/m^3$ 。

表 1(续)
Tab. 1 (Continued)

水资源行为	CEEA的计算公式	公式中的参数及参考值说明
工业用水 WRUB ₂	$E_9 = Q_9 \times E_{I_9} \times E_F$ $E_9 = C_{\text{industry}} \times R_{\text{water}} \times E_F$	<p>参数说明: Q_9为工业用水量, m^3; E_{I_9}为工业用水能源强度(单位工业用水的能源消耗量), $\text{kW}\cdot\text{h}/\text{m}^3$; E_9为工业用水产生的二氧化碳排放当量, kg。 C_{industry}为工业用电总量, $\text{kW}\cdot\text{h}$; R_{water}是工业部门水冷和水暖相关用电占总用电的比率。</p> <p>参考值说明: E_{I_9}可根据实地调查确定, 相关研究认为中国典型城市的工业用水能源强度为$5.033 \text{ kW}\cdot\text{h}/\text{m}^3$, 电力消耗占总电力消耗的10%左右。</p>
农业用水 WRUB ₃	$E_{10} = E_{10\text{emission}} - E_{10\text{absorption}}$ $E_{10\text{emission}} = A \times \delta_e \times \frac{44}{12}$ $(10c) E_{10\text{absorption}} = \omega \times A \times \delta_a \times \frac{44}{12}$	<p>参数说明: E_{10}为农业用水行为的二氧化碳排放当量, kg; $E_{10\text{emission}}$为农业用水的二氧化碳总排放量, kg; $E_{10\text{absorption}}$为农业用水行为产生的二氧化碳吸收量, kg; A为农业实际灌溉面积, hm^2; δ_e和δ_a为单位灌溉面积的二氧化碳排放和吸收系数, t/hm^2; ω为权重, 本文初步设置为1/3。</p>
生态用水 WRUB ₄	$E_{11} = - \sum_i^n A_i \times \delta_i \times \frac{44}{12}$	<p>参数说明: E_{11}为生态用水行为的二氧化碳排放当量, kg; A_i为第<i>i</i>种生态用水土地类型的面积, hm^2; δ_i为第<i>i</i>种生态用水土地类型的二氧化碳吸收系数(单位面积的生态用水土地吸收的二氧化碳量), t/hm^2。</p> <p>参考值说明: δ_i取值可以在研究区实地测量获取。</p>
水力发电 WRUB ₅	$E_{12} = -G \times C_{\text{PG}} \times E_{\text{FC}}$	<p>参数说明: E_{12}是水力发电产生的二氧化碳排放当量, kg; G为水力发电总量, $\text{kW}\cdot\text{h}$; C_{PG}为火力发电单位发电量的标准煤消耗量, $\text{t}/(\text{kW}\cdot\text{h})$; E_{FC}为标准煤的二氧化碳排放系数, kg/t。</p> <p>参考值说明: C_{PG}的取值可根据研究区火力发电行业调查得到, 中国的火力发电机组平均发电煤耗为$3.7 \times 10^{-4} \text{ t}/(\text{kW}\cdot\text{h})$。$E_{\text{FC}}$的取值可参考IPCC温室气体清单指南。</p>
节约用水 WRPB ₁	$E_{13} = -Q_{13} \times (E_{\text{P}_{\text{exploitation}}} + E_{\text{P}_{\text{distribution}}})$ $(13b) E_{\text{P}_{\text{exploitation}}} = (E_1 + E_2)/(Q_1 + Q_2)$ $(13c) E_{\text{P}_{\text{distribution}}} = E_7/Q_7$	<p>参数说明: E_{13}为节约用水行为的二氧化碳排放当量, kg; Q_{13}为节约用水总量, m^3; $E_{\text{P}_{\text{exploitation}}}$为水资源开采行为的综合二氧化碳排放系数(开采单方水资源排放的二氧化碳量), kg/m^3; E_1、E_2和E_7分别为地表水提升、地下水抽取和城乡自来水分配行为的二氧化碳排放当量, kg; Q_1、Q_2和Q_7分别为地表水供水、地下水供水和城乡自来水分水量, m^3; $E_{\text{P}_{\text{distribution}}}$为水资源配置行为的综合二氧化碳排放系数(配置单方水资源排放的二氧化碳量), kg/m^3。</p>
污水收集 WRPB ₂	$E_{14} = Q_{14} \times E_{I_{14}} \times E_F$ $E_{I_{14}} = \frac{9.8 \times \rho \times (h_f + h_j)}{3.6 \times 10^6 \times \eta}$	<p>参数说明: E_{14}为污水收集行为的二氧化碳排放当量, kg; Q_{14}为污水收集量, m^3; $E_{I_{14}}$为该种水资源行为的能源消耗强度(收集单方污水消耗的电量), $\text{kW}\cdot\text{h}/\text{m}^3$。</p> <p>参考值说明: $E_{I_{14}}$应基于对研究区污水收集系统的调查统计得到, 中国污水收集能耗强度的建议参考取值为$0.013 \text{ kW}\cdot\text{h}/\text{m}^3$。</p>
污水处理 WRPB ₃	$E_{15} = E_{15\text{emission}} - E_{15\text{absorption}}$ $E_{15\text{emission}} = Q_{15} \times E_{I_{15}} \times E_F - Q_{15} \times R_s \times P_s \times E_F$ $E_{I_{15}} = \sum_{i=1}^3 \sum_j E_{I_{ij}}$ $E_{15\text{absorption}} = Q_{15} \times \Delta R_{\text{COD}} \times E_{\text{FCOD}} + Q_{15} \times \Delta R_{\text{BOD}_5} \times E_{\text{FBOD}_5}$	<p>参数说明: E_{15}为污水处理行为的二氧化碳排放当量, kg; Q_{15}为污水处理总量, m^3; $E_{I_{15}}$是指处理单方污水需要消耗的电能, $\text{kW}\cdot\text{h}/\text{m}^3$; $E_{I_{ij}}$为第<i>i</i>阶段第<i>j</i>种工艺的能耗强度, $\text{kW}\cdot\text{h}/\text{m}^3$。实际研究中, 可以通过对污水处理厂的能耗和污水处理量进行调查得到处理单位污水的能源强度或排放因子。 R_s为污水中污泥浓度, 一般为0.3%~0.5%; P_s是单位污泥的发电量。 ΔR_{COD}和ΔR_{BOD_5}分别是污水处理前后COD和BOD₅的质量浓度差, 具备测量条件时以测量结果为准。在开展大尺度研究时, ΔR_{COD}和ΔR_{BOD_5}也可根据相关排放标准进行确定。E_{FCOD}和E_{FBOD_5}分别是清除单位COD和BOD₅所减少的二氧化碳量, 单位分别是$\text{kgCO}_2/\text{kgCOD}$和$\text{kgCO}_2/\text{kgBOD}_5$。</p> <p>参考值说明: 中国污水处理行为的综合能源强度建议参考值为$0.26 \text{ kW}\cdot\text{h}/\text{m}^3$。其他国家的能源强度可参考取值如下: 澳大利亚$0.8 \sim 1.5 \text{ kW}\cdot\text{h}/\text{m}^3$, 美国$0.177 \sim 0.780 \text{ kW}\cdot\text{h}/\text{m}^3$, 西班牙$0.41 \sim 0.61 \text{ kW}\cdot\text{h}/\text{m}^3$, 南非$0.44 \text{ kW}\cdot\text{h}/\text{m}^3$, 全球水平$0.380 \sim 1.122 \text{ kW}\cdot\text{h}/\text{m}^3$。$P_s$的可供参考系数为$14.27 \text{ kW}\cdot\text{h}/\text{m}^3$。$E_{\text{FCOD}}$和$E_{\text{FBOD}_5}$可根据IPCC发布的国家温室气体排放指南中相关排放因子进行折算, 得到E_{FCOD}和E_{FBOD_5}分别为0.69和1.65。根据中国污水综合排放标准, 污水处理前(三级标准)和污水处理后(一级标准)COD和BOD₅的质量浓度差分别为$0.94 \text{ kg}/\text{m}^3$和$0.58 \text{ kg}/\text{m}^3$。</p>
再生水回用 WRPB ₄	$E_{16} = -Q_{16} \times E_{\text{P}_{\text{exploitation}}}$ $E_{\text{P}_{\text{exploitation}}} = (E_1 + E_2)/(Q_1 + Q_2)$	<p>参数说明: E_{16}为再生水回用的二氧化碳排放当量, kg; Q_{16}为再生水利用量, m^3; $E_{\text{P}_{\text{exploitation}}}$为水资源开采行为的综合二氧化碳排放系数(开采单方水资源排放的二氧化碳量), kg/m^3。</p>

注: 本表引自文献[21], 由英文翻译整理而来。

表 2 不同地区电网平均二氧化碳排放因子 E_F ^[37]

Tab. 2 The average CO₂ emission factor of power grids in different regions 单位: kg/(kW·h)

省级行政区	E_F	省级行政区	E_F
北京	0.8 292	河南	0.8 444
天津	0.8 733	湖北	0.3 717
河北	0.9 148	湖南	0.5 523
山西	0.8 798	重庆	0.6 294
内蒙古	0.8 503	四川	0.2 891
山东	0.9 236	广东	0.6 379
辽宁	0.8 357	广西	0.4 821
吉林	0.6 787	贵州	0.6 556
黑龙江	0.8 158	云南	0.415
上海	0.7 934	海南	0.6 463
江苏	0.7 356	陕西	0.8 696
浙江	0.6 822	甘肃	0.6 124
安徽	0.7 913	青海	0.2 263
福建	0.5 439	宁夏	0.8 184
江西	0.7 635	新疆	0.7 636

表 3 不同地区抽取单位地下水的能源强度 E_{I_2} 参考值^[22]

Tab. 3 The energy intensity of unit groundwater extraction in different regions 单位: kW·h/m³

省级行政区	E_{I_2}	省级行政区	E_{I_2}
北京	0.44	河南	0.30
天津	0.66	湖北	0.22
河北	0.53	湖南	0.40
山西	0.62	重庆	0.57
内蒙古	0.30	四川	0.30
山东	0.47	广东	0.41
辽宁	0.21	广西	0.34
吉林	0.35	贵州	0.36
黑龙江	0.43	云南	0.45
上海	0.39	海南	0.41
江苏	0.36	陕西	0.64
浙江	0.43	甘肃	0.50
安徽	0.32	青海	0.52
福建	0.40	宁夏	0.27
江西	0.37	新疆	0.60

FT-CEEA 是用于估算和横向比较各种水资源行为的 CEE 的公式集合。可根据研究目的和研究尺度的实际需求,选择性使用表中不同 WRB 的

CEEA 公式。需要指出,FT-CEEA 中水资源行为的数量、类型和计算方法并非一成不变,可根据情况变化和研究新进展进行不断更新和完善。

FT-CEEA 中每个公式的计算思路都是相对合理的,但其计算结果不一定是二氧化碳排放的绝对量,部分是相当的量。FT-CEEA 相当于树立了一把“标尺”,作为不同研究者计算水资源行为产生的二氧化碳排放当量的一种相对比较。

FT-CEEA 中多数公式的计算需要相关参数支撑,但参数的调查和测定较为困难。针对此情况,本表提供了一些有价值的参考值可供选择。当然,也可根据实际研究需求和情况对参考值的选用进行相应调整。

3 应用实例

3.1 研究区概况

河南省地跨海河、黄河、淮河、长江四大流域,是全国的经济大省和农业大省,也是全国重要的能源基地和重要交通枢纽。区位优势推进了河南省近些年的快速发展,但随之带来的资源短缺、生态环境问题也在严重威胁高质量发展目标的实现。就水资源量而言,全省 2020 年水资源总量为 408.59 亿 m³,人均水资源量约 369 m³、不足全国平均水平的 1/5,属于严重缺水省份。根据中国碳核算数据库(CEADs)提供的碳排放清单见图 3,河南省总二氧化碳排放量呈现“先增高后降低”趋势,2011 年达到峰值 6.54 亿 t,2019 年减少至 4.48 亿 t。核算河南省水资源行为的二氧化碳排放当量,对地区高质量发展和“双碳”目标的实现具有重要意义。

3.2 数据来源

实例中涉及的指标包括:地表水供水量、地下水供水量、水库蓄水总量、生水处理量、自来水配水量、跨流域调水量、居民家庭生活用水量、工业用水总量、农业实际灌溉面积、4 种人工生态用地的土地面积、水力发电总量、节约用水量、污水处理量及非常规水源供水量。

数据来源包括:中国碳核算数据库(CEADs)、2020 年《中国水资源公报》《中国城市建设统计年鉴》《河南省水资源公报》《河南水利年鉴》《河南省环境统计年鉴》《河南省生态环境质量年报》、2021 年《中国统计年鉴》《中国能源统计年鉴》《中国环境统计年鉴》《中国水利统计年鉴》《河南省统计年鉴》等统计资料。

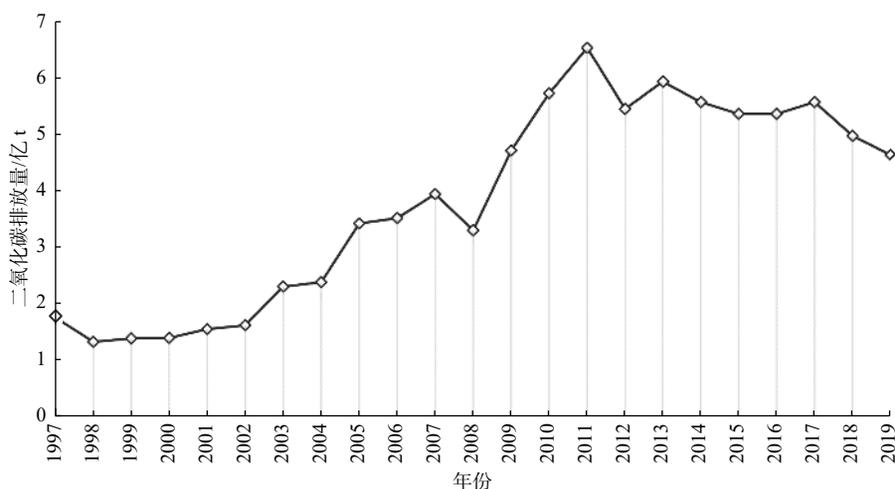


图3 1997—2019年河南省总二氧化碳排放量变化趋势

Fig. 3 The trend chart of total carbon dioxide emissions in Henan Province from 1997 to 2019

3.3 结果分析

基于 FT-CEEA 和上述数据计算得到 2020 年河南省水资源行为的二氧化碳排放当量共计 2 888.61 万 t, 结果见表 4。

表 4 2020 年河南省水资源行为的二氧化碳排放当量

Tab. 4 The CEE of water resource behaviors in

Henan Province in 2020

单位: 万 t

水资源行为	二氧化碳排放当量
地表水提升(WRDB ₁)	204.01
地下水抽取(WRDB ₂)	268.01
水库蓄水(WRDB ₃)	509.51
生水处理(WRDB ₄)	206.01
海水淡化(WRDB ₅)	0
城乡自来水分配(WRAB ₁)	123.45
跨流域调水(WRAB ₂)	441.54
生活用水(WRUB ₁)	2186.75
工业用水(WRUB ₂)	1512.95
农业用水(WRUB ₃)	-1 830.65
生态用水(WRUB ₄)	-73.09
水力发电(WRUB ₅)	-347.58
节约用水(WRPB ₁)	-7.98
污水收集(WRPB ₂)	2.15
污水处理(WRPB ₃)	-284.39
污水回用(WRPB ₄)	-22.08
合计	2 888.61

水资源开发、配置行为的二氧化碳排放当量分析。2020 年河南省水资源开发行为(WRDB)共产生 1 187.54 万 t 的 CEE: 水库蓄水行为产生了最多

的 CEE(509.51 万 t), 占 WRDB 总 CEE 的 42.9%; 其次是地下水抽取行为(WRDB₂), CEE 占比 22.57%; 相比之下, 地表水提升行为(WRDB₁) 占比只有 17.35%; 生水处理行为(WRDB₄) 与 WRDB₁ 产生的 CEE 接近, 占比 17.18%; 河南省属于内陆地区, 没有海水淡化工程, 海水淡化行为(WRDB₅) 的二氧化碳排放当量为 0。与 WRDB 相比, 水资源配置行为 2020 年共产生 564.99 万 t 的 CEE: WRAB₂ 占比高达 78.15%, 主要原因是河南省涵盖了南水北调、小浪底北岸灌区、引黄灌区等多个大中型调水工程; WRAB₁ 在 2020 年产生 123.45 万 t 的 CEE, 占 WRAB 产生 CEE 总量的 21.85%。

水资源利用、保护行为的二氧化碳排放当量分析。2020 年河南省水资源利用行为是 4 类 WRB 中产生 CEE 最多的水资源行为(1 448.38 万 t)。由于 WRUB₁ 和 WRUB₂ 消耗大量化石燃料和电能, 产生了较多的二氧化碳排放效应, WRUB₁ 的 CEE 最高(2 186.75 万 t), WRUB₂ 次之(1 512.95 万 t); WRUB₃、WRUB₄、WRUB₅ 产生二氧化碳吸收效应, 且 WRUB₃ 的吸收效应最强(-1 830.65 万 t); WRUB₄ 和 WRUB₅ 的 CEE 分别为-73.09 万和-347.58 万 t。水资源保护行为中, 只有污水收集行为(WRPB₂) 产生二氧化碳排放效应, 其他水资源行为均产生二氧化碳吸收效应; 2020 年 WRPB₁ 和 WRPB₄ 的 CEE 分别为-7.98 万和-22.08 万 t, 为减少二氧化碳排放提供了积极影响; WRPB₃ 产生的二氧化碳吸收效应(-314.66 万 t) 远大于排放效应(30.27 万 t)。

4 结语

立足于国家“双碳”目标需求, 分析水资源行为

对“双碳”目标作用机理,从水资源开发、配置、利用、保护 4 个维度,提出 16 种水资源行为的二氧化碳排放当量计算公式,构建二氧化碳排放当量分析函数表。在此基础上,以河南省为例,开展了 CEEA 方法的应用实践。

本文是对水资源行为的二氧化碳排放当量分析方法的初步探索,旨在为完善水资源领域的二氧化碳排放核算方法体系提供一个可参考的“标尺”,便于不同学者计算结果的横向对比。FT-CEEA 尽可能涵盖了常见的水资源行为,但仍需动态更新和完善,部分水资源行为的 CEEA 计算方法还有待进一步探索。

参考文献:

- [1] HERMWILE L, OBERGASSEL W, OTT H E, et al. UNFCCC before and after Paris: What's necessary for an effective climate regime?[J]. *Climate Policy*, 2017, 17(2): 150-170. DOI: [10.1080/14693062.2015.1115231](https://doi.org/10.1080/14693062.2015.1115231).
- [2] 义高潮. 联合国气候变迁框架公约及《京都议定书》[J]. *瞭望新闻周刊*, 2000(49): 57. DOI: [CNKI:SUN:LWZZ.0.2000-49-037](https://doi.org/CNKI:SUN:LWZZ.0.2000-49-037).
- [3] CHRISTOFF P. The promissory note: COP 21 and the Paris Climate Agreement[J]. *Environmental Politics*, 2016, 25(5): 765-787. DOI: [10.1080/09644016.2016.1191818](https://doi.org/10.1080/09644016.2016.1191818).
- [4] 左其亭, 邱曦, 钟涛. “双碳”目标下我国水利发展新征程[J]. *中国水利*, 2021(22): 29-33. DOI: [10.3969/j.issn.1000-1123.2021.22.014](https://doi.org/10.3969/j.issn.1000-1123.2021.22.014).
- [5] 习近平. 继往开来, 开启全球应对气候变化新征程: 在气候雄心峰会上的讲话[J]. 中华人民共和国国务院公报, 2020(35): 7.
- [6] 左其亭, 吴青松, 马军霞, 等. “双碳”目标下水资源行为调控研究框架及展望[J]. *水资源保护*, 2023, 39(1): 8-14.
- [7] 陈梦玉, 宋怀兴, 翟国勋. 水资源开发利用中的“水资源配置”[J]. *水利科技与经济*, 1998(1): 25-26. DOI: [CNKI:SUN:SLKY.0.1998-01-010](https://doi.org/CNKI:SUN:SLKY.0.1998-01-010).
- [8] 王浩, 汪林. 水资源配置理论与方法探讨[J]. *水利规划与设计*, 2004(S1): 50-56, 70. DOI: [CNKI:SUN:SLGH.0.2004-S1-013](https://doi.org/CNKI:SUN:SLGH.0.2004-S1-013).
- [9] 沈大军, 陈传友, 苏人琼. 水资源利用历史回顾及水资源合理利用[J]. *自然资源*, 1995(3): 39-44. DOI: [10.1007/BF02657007](https://doi.org/10.1007/BF02657007).
- [10] 王浩, 王建华, 胡鹏. 水资源保护的新内涵: “量-质-域-流-生”协同保护和修复[J]. *水资源保护*, 2021, 37(2): 1-9. DOI: [10.3880/j.issn.1004-6933.2021.02.001](https://doi.org/10.3880/j.issn.1004-6933.2021.02.001).
- [11] 蔡博峰, 朱松丽, 于胜民, 等. 《IPCC 2006 年国家温室气体清单指南 2019 修订版》解读[J]. *环境工程*, 2019, 37(8): 1-11. DOI: [10.13205/j.hjgc.201908001](https://doi.org/10.13205/j.hjgc.201908001).
- [12] 洪钢. 生命周期分析法: 环境评估的有效工具[J]. *能源工程*, 1999(3): 21-23. DOI: [10.16189/j.cnki.nygc.1999.03.010](https://doi.org/10.16189/j.cnki.nygc.1999.03.010).
- [13] 刘宇, 吕郢康, 周梅芳. 投入产出法测算 CO₂ 排放量及其影响因素分析[J]. *中国人口·资源与环境*, 2015, 25(9): 21-28. DOI: [10.3969/j.issn.1002-2104.2015.09.004](https://doi.org/10.3969/j.issn.1002-2104.2015.09.004).
- [14] VALEK A M, SUŠNIK J, GRAFAKOS S. Quantification of the urban water-energy nexus in México City, México, with an assessment of water-system related carbon emissions[J]. *Science of the Total Environment*, 2017, 590: 258-268.
- [15] 赵荣钦, 余娇, 肖连刚, 等. 基于“水-能-碳”关联的城市水系统碳排放研究[J]. *地理学报*, 2021, 76(12): 3119-3134. DOI: [10.11821/dlxb202112017](https://doi.org/10.11821/dlxb202112017).
- [16] FRIEDRICH E, PILLAY S, BUCKLEY C A. Carbon footprint analysis for increasing water supply and sanitation in South Africa: A case study[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2009, 17(1): 1-12. DOI: [10.1016/j.jclepro.2008.03.004](https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2008.03.004).
- [17] ARORA M, AYE L, MALANO H, et al. Water-energy-GHG emissions accounting for urban water supply: A case study on an urban redevelopment in Melbourne[J]. *Water Utility Journal*, 2013, 6: 9-18.
- [18] 陆瑶, 王宏燕, 李炎锋, 等. 大型体育场馆水-能-碳足迹关联模型与不确定性分析[J/OL]. *环境工程*: 1-10[2023-01-18]. <https://kns.cnki.net/kns8/defaultresult/index>.
- [19] DUAN C, CHEN B. Energy-water-carbon nexus at urban scale.[J]. *Energy Procedia*, 2016, 104: 183-190. DOI: [10.1016/j.egypro.2016.12.032](https://doi.org/10.1016/j.egypro.2016.12.032).
- [20] WANG X C, KLEMEŠ J J, WANG Y, et al. Water-energy-carbon emissions nexus analysis of China: An environmental input-output model-based approach[J]. *Applied Energy*, 2020, 261: 114431. DOI: [10.1016/j.apenergy.2019.114431](https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2019.114431).
- [21] ZUO Q, ZHANG Z, MA J, et al. Carbon dioxide

- emission equivalent analysis of water resource behaviors: Determination and application of carbon dioxide emission equivalent analysis function table[J]. *Water*, 2023, 15(3): 431. DOI: [10.3390/w15030431](https://doi.org/10.3390/w15030431).
- [22] XIANG X, JIA S. China's water-energy nexus: Assessment of water-related energy use[J]. *Resources, Conservation and Recycling*, 2019, 144: 32-38. DOI: [10.1016/j.resconrec.2019.01.009](https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.01.009).
- [23] ZIB III L, BYRNE D M, MARSTON L T, et al. Operational carbon footprint of the US water and wastewater sector's energy consumption[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2021, 321: 128815. DOI: [10.1016/j.jclepro.2021.128815](https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.128815).
- [24] SEMIAT R. Energy issues in desalination processes[J]. *Environmental Science & Technology*, 2008, 42(22): 8193-8201. DOI: [10.1021/es801330u](https://doi.org/10.1021/es801330u).
- [25] FILION Y R. Impact of urban form on energy use in water distribution systems[J]. *Journal of Infrastructure Systems*, 2008, 14(4): 337-346. DOI: [10.1061/\(ASCE\)1076-0342\(2008\)14:4\(337\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)1076-0342(2008)14:4(337)).
- [26] SHARIF M N, HAIDER H, FARAHAT A, et al. Water-energy nexus for water distribution systems: A literature review[J]. *Environmental Reviews*, 2019, 27(4): 519-544. DOI: [10.1139/er-2018-0106](https://doi.org/10.1139/er-2018-0106).
- [27] GRIFFITHS-SATTENSPIEL B, WILSON W. The carbon footprint of water[J]. *River Network*, Portland, 2009.
- [28] HE G, ZHAO Y, WANG J, et al. The effects of urban water cycle on energy consumption in Beijing, China[J]. *Journal of Geographical Sciences*, 2019, 29(6): 959-970. DOI: [10.1007/s11442-019-1639-5](https://doi.org/10.1007/s11442-019-1639-5).
- [29] VAN DIEPEN C A, WOLF J, VAN KEULEN H, et al. WOFOST: a simulation model of crop production[J]. *Soil Use and Management*, 1989, 5(1): 16-24. DOI: [10.1111/j.1475-2743.1989.tb00755.x](https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.1989.tb00755.x).
- [30] 左其亭,周可法,杨辽.关于水资源规划中水资源量与生态用水量的探讨[J]. *干旱区地理*, 2002, 15(4): 296-301. DOI: [10.13826/j.cnki.cn65-1103/x.2002.04.003](https://doi.org/10.13826/j.cnki.cn65-1103/x.2002.04.003).
- [31] XU J, WANG F, LV C, et al. Carbon emission reduction and reliable power supply equilibrium based daily scheduling towards hydro-thermal-wind generation system: A perspective from China[J]. *Energy Conversion and Management*, 2018, 164: 1-14. DOI: [10.1016/j.enconman.2018.01.064](https://doi.org/10.1016/j.enconman.2018.01.064).
- [32] WHITTINGTON R. Hydro and the CDM: The role of hydroelectricity in meeting Kyoto obligations[J]. *Refocus*, 2007, 8(1): 54-56. DOI: [10.1016/S1471-0846\(07\)70031-8](https://doi.org/10.1016/S1471-0846(07)70031-8).
- [33] ZHOU Y, ZHANG B, WANG H, et al. Drops of energy: conserving urban water to reduce greenhouse gas emissions[J]. *Environmental Science & Technology*, 2013, 47(19): 10753-10761.
- [34] BAKHSHI A A, DEMONSABERT S M. Estimating the carbon footprint of the municipal water cycle[J]. *Journal-American Water Works Association*, 2012, 104(5): 337-347.
- [35] RACOVICANU A I, KARNEY B W, KENNEDY C A, et al. Life-cycle energy use and greenhouse gas emissions inventory for water treatment systems[J]. *Journal of Infrastructure Systems*, 2007, 13(4): 261-270. DOI: [10.1061/\(ASCE\)1076-0342\(2007\)13:4\(261\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)1076-0342(2007)13:4(261)).
- [36] ZHANG Q, SUN D, WANG M, et al. Analysis of typical energy saving technology in the sewage treatment plant[J]. *Energy Procedia*, 2017, 142: 1230-1237. DOI: [10.1016/j.egypro.2017.12.511](https://doi.org/10.1016/j.egypro.2017.12.511).
- [37] 国家发展和改革委员会应对气候变化司. 2010年中国区域及省级电网平均二氧化碳排放因子[R]. 北京: 国家发展和改革委员会, 2013.

Carbon dioxide emission equivalent analysis method of water resource behaviors and its application

ZUO Qiting^{1,2}, ZHAO Chenguang¹, MA Junxia^{1,2}, QIN Xi¹, ZHANG Zhizhuo¹

(1. School of Water Conservancy Engineering, Zhengzhou University, Zhengzhou 450001, China; 2. Henan International Joint Laboratory of Water Cycle Simulation and Environmental Protection, Zhengzhou 450001, China)

Abstract: On the basis of sorting out the correlation between water resource behavior and the goals of carbon peak and carbon neutrality, the action mechanism and the measure problems of water resources behaviors (WRB) on the

carbon peak and carbon neutrality goals were described. From the four dimensions of water resource development, allocation, utilization and protection, the CO₂ emission equivalent analysis (CEEA) method of WRBs was proposed, and the CO₂ emission equivalent analysis function table (FT-CEEA) was given, including the calculation formula of carbon dioxide emission equivalent (CEE) of 16 kinds of WRBs. The purpose is to provide a reference "ruler" for accounting CO₂ emission in the water sector. Then, taking Henan Province as an example, the application research of CEEA method was carried out. The results showed that: (1) The total CEE of WRBs in Henan Province in 2020 was 28.886 1 million tons, and water resource utilization behavior (WRUB) was the main contributor; (2) CO₂ emission effect is generated by water resource exploitation behavior (WRDB), water resource allocation behavior (WRAB) and water resource utilization behavior (WRUB), and CO₂ absorption effect is generated by water resource conservation behavior (WRPB). The CEE of the four types of WRBs was 11.88 million tons, 5.65 million tons, 14.48 million tons, and -3.12 million tons, respectively. The research results can provide reference for the follow-up research on CO₂ emission equivalent accounting in the field of water resources.

Key words: water resource behavior (WRB); carbon peak and carbon neutrality goals; carbon dioxide emission equivalent (CEE); equivalent analysis (EA); carbon dioxide emission equivalent analysis (CEEA); function table of carbon dioxide emission equivalent analysis (FT-CEEA)



加快建设国家水网 完善水资源调配格局

背景图所有权属《南水北调与水利科技(中英文)》编辑部