

塔里木河下游植被耗水量的时空演变

王永鹏^{1,2}, 杨鹏年^{1,2}, 周龙^{1,2}, 徐生武³, 邓晓雅⁴, 冯思阳^{1,2}

(1.新疆农业大学 水利与土木工程学院, 新疆 乌鲁木齐 830052; 2.新疆水利工程安全与自然灾害防治重点实验室, 新疆 乌鲁木齐 830052; 3.塔里木河流域干流管理局, 新疆 库尔勒 841000; 4.中国水利水电科学研究院, 北京 100044)

摘要: [目的] 分析塔里木河下游天然植被耗水量, 为其生态修复研究提供科学指导。[方法] 基于 Landsat 系列影像和日尺度气象数据, 采用改进的 Penman-Monteith 公式法, 在 30 m 空间分辨率上, 对生态输水以来大西海子水库至阿拉干断面间植被耗水量的时空演变趋势进行了分析。[结果] ① 研究区天然植被耗水量时空分布存在着明显的梯度化差异, 高耗水区主要分布在主河道沿线及自然漫溢区, 下游植被耗水量整体偏低, 年内主要集中于植被生长中期。② 2000—2020 年天然植被平均耗水量为 $1.90 \times 10^8 \text{ m}^3/\text{a}$, 并以 $2.44 \times 10^7 \text{ m}^3/5 \text{ a}$ 的速率增长; 同期大西海子水库至阿拉干断面间的河水消耗量为 $2.79 \times 10^8 \text{ m}^3/\text{a}$; 植被耗水量占河道消耗水量的 68.23%, 二者随输水进程均呈上升趋势。③ 天然植被面积以 12.37%/5 a 的速率增长, 耗水量以 12.82%/5 a 的速率增长, 植被面积与耗水量增长速率相匹配, 天然植被的修复对输水的响应较为积极, 继续输水仍会促进植被的快速恢复。[结论] 截至 2020 年, 经过 21 a 的生态输水, 塔里木河下游天然植被得到明显改善; 但受既有输水方式固化的影响, 加大了水面及浅埋深区的无效蒸发, 生态耗水的时空分布仍存在优化的可行性和必要性。

关键词: 改进的彭曼公式; 植被覆盖度; 植被耗水量; 生态输水效应; 塔里木河下游

文献标识码: A

文章编号: 1000-288X(2022)03-0225-08

中图分类号: X143

文献参数: 王永鹏, 杨鹏年, 周龙, 等. 塔里木河下游植被耗水量的时空演变[J]. 水土保持通报, 2022, 42(3): 225-232. DOI:10.13961/j.cnki.stbctb.20220419.001; Wang Yongpeng, Yang Pengnian, Zhou Long, et al. Spatio-temporal evolution of vegetation water consumption in lower reaches of Tarim River [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2022, 42(3): 225-232.

Spatio-temporal Evolution of Vegetation Water Consumption in Lower Reaches of Tarim River

Wang Yongpeng^{1,2}, Yang Pengnian^{1,2}, Zhou Long^{1,2}, Xu Shengwu³, Deng Xiaoya⁴, Feng Siyang^{1,2}

(1. College of Hydraulic and Civil Engineering, Xinjiang Agricultural University, Urumqi,

Xinjiang 830052, China; 2. Xinjiang Key Laboratory of Hydraulic Engineering Security and Water Disasters

Prevention, Urumqi, Xinjiang 830052, China; 3. Xinjiang Tarim River Basin Mainstream Management Bureau,

Korla, Xinjiang 841000, China; 4. China Institute of Water Resources and Hydropower Research, Beijing 100044, China)

Abstract: [Objective] The water consumption of natural vegetation in the lower reaches of the Tarim River was analyzed in order to provide scientific guidance for ecological restoration. [Methods] Based on Landsat series images and daily meteorological data, the temporal and spatial evolution trend of vegetation water consumption from the Daxihaizi Reservoir to the Alagan section was analyzed by using the improved Penman-Monteith formula method at 30 m spatial resolution. [Results] ① The spatial and temporal distributions of natural vegetation water consumption in the research area had obvious gradient differences. The high water consumption area was mainly located along the main river and the natural overflow area. The water consumption of vegetation was generally low in the lower reaches of the Tarim Rive, and it was mainly concentrated during the middle stage of vegetation growth. ② The average water consumption of natural vegetation was

收稿日期: 2021-11-08

修回日期: 2022-01-21

资助项目: 国家自然科学基金项目“四维同化框架下荒漠河岸林蒸散与地下水互制机理理解耦建模”(U2003105); 新疆维吾尔自治区塔里木河流域管理局项目“塔里木河下游生态输水轮灌灌溉植被恢复响应监测研究与示范”(TGJJG-2020KYXM0002)

第一作者: 王永鹏(1993—), 男(汉族), 甘肃省甘谷县人, 硕士研究生, 研究方向为水文学及水资源。Email: 924335220@qq.com。

通信作者: 杨鹏年(1966—), 男(汉族), 新疆乌鲁木齐市人, 教授, 博士生导师, 主要从事干旱区地下水资源利用研究。Email: ypn10@163.com。

$1.90 \times 10^8 \text{ m}^3/\text{yr}$ and increased at a rate of $2.44 \times 10^7 \text{ m}^3/5 \text{ yr}$ in 2000—2020. During the same period, the river water consumption between the Daxihaizi Reservoir and the Alagan section was $2.79 \times 10^8 \text{ m}^3/\text{yr}$. Vegetation water consumption accounted for 68.23% of the river water consumption, and both increased with the water conveyance process. ③ The natural vegetation area increased at a rate of 12.37%/5 yr, and water consumption increased at a rate of 12.82%/5 yr. The vegetation area matched the growth rate of water consumption. The restoration of natural vegetation responded positively to water conveyance, and continued water conveyance will still promote the rapid restoration of vegetation. [Conclusion] By 2020, after 21 years of ecological water conveyance, the natural vegetation in the lower reaches of the Tarim River has been significantly improved. However, due to the solidification of existing water conveyance methods, water losses by evaporation from the water surface and shallow buried depth areas have increased. The temporal and spatial distribution of ecological water consumption is still feasible and should be optimized.

Keywords: improved Penman-Monteith formula; vegetation coverage; vegetation water consumption; ecological water conveyance effect; lower reaches of Tarim River

塔里木河(以下简称“塔河”)下游属极度干旱区,蒸散是该区域地下水的主要排泄方式,准确计算蒸散量是把握塔河下游生态需水量与植被修复面积的关键。解析历次输水后植被耗水时空分布及其变化特征,对认清下游的生态水文过程与开展生态调度具有重要的作用。

蒸散是植被耗水的主要方式,近年来,有大量研究利用蒸散估算植被耗水量^[1]。传统的蒸散量计算方法局限于点值,在向流域尺度扩展时其精度明显下降;遥感技术在估算区域蒸散发领域经过多年的探索研究取得了长足的发展^[2]。Lu等^[3]基于植被修复背景下对中国干旱半干旱地区植被耗水进行了研究,发现干旱地区植被耗水量远超过区域降水量,这是导致地下水位大范围持续下降的原因。李宝富等^[4]基于地表能量平衡原理,通过建立 SEBAL 模型结合土地利用数据,确定了塔河干流区蒸散量,得出植被耗水与土地利用类型、植被覆盖度等密切相关的重要结论。李霞等^[5]通过 Landsat 系列数据,提取归一化植被指数(NDVI)、土壤调整植被指数(SAVI)和简单比值植被指数(SR),结合地面实测土壤含水量和叶面积指数,建立了科尔沁地区植被系数(K_c)模型,验证了草甸和沙丘试验区 K_c 模型的可行性。目前,塔河下游植被耗水量的研究以水量平衡法^[6-7]、潜水蒸发法^[8]和面积定额法等^[9]为主,其均以有限监测地下水埋深数据、单一植被需水定额或潜水蒸发系数为基础,计算结果空间分辨率不高,且未能揭示植被耗水过程和机理,尚不足以作为确定塔河下游生态需水量的依据。结合干旱地区天然植被覆盖度、水分胁迫等特征以及涉及耗水过程的植被耗水量研究在塔河下游有待探讨。

遥感数据具有高效、量大、经济等特点,且随着地

理信息系统等技术的发展,实现植被耗水周期性监测,客观描述水文循环过程成为可能^[10]。Penman-Monteith 公式法(以下简称 P-M 法)应用能量平衡方程结合空气动力学原理,充分考虑了各气象参数,物理意义明确,是国际粮农组织(FAO)推荐的定义和计算参照蒸散发的唯一标准方法,被广泛应用于植被蒸散领域^[11];其在裸土、植被全覆盖^[12]及草甸、沙丘等^[5]不同下垫面情况均有较好的应用效果,且适用于任何时间尺度的蒸散量研究,能合理地揭示植被耗水过程和机理。

基于此,本文以 Landsat 系列遥感影像、气象数据及土壤含水率等数据为基础,采用改进的 P-M 法,结合 GIS 技术,将塔河下游天然植被覆盖度与 P-M 法中参考作物的差异以植被系数 K_c 在栅格尺度上进行修正,将土壤含水率的差异以土壤水分限制系数 K_s 在不同土地利用类型上进行修正,在 30 m 栅格尺度上计算塔河下游天然植被耗水量。分析其时空分布及变化趋势,以探讨生态输水效应,为今后塔河下游制定生态输水策略及修复目标提供依据。

1 研究区概况

研究区地处塔河下游大西海子水库—阿拉干断面的其文阔尔河和老塔河(以下简称“两河”)之间狭长的冲积平原区域(见图 1),地处于新疆维吾尔自治区南部尉犁县和若羌县境内,位于东经 $87^{\circ}00' - 88^{\circ}40'$,北纬 $40^{\circ}00' - 40^{\circ}50'$ 之间。年降水量仅有 $17.4 \sim 42.0 \text{ mm}$,多年平均蒸发量高达 $2\ 500 \sim 3\ 000 \text{ mm}$,属于典型的大陆性干旱气候^[13]。塔河下游水源补给方式主要通过大西海子水库下泄生态水,浅层土壤含水率受潜水埋深影响大,天然植被生长受水分胁迫严重。天然植被主要由依靠潜水生长的非地带性植被构成,其物种单一,覆盖度低,以廊道式分布在两河沿

线,主要有胡杨、怪柳、黑果枸杞、铃铛刺、芦苇、花花柴、胀果甘草等,构成乔木、灌木和草本植物群落^[8]。2000—2020年,塔河下游已实施了21次生态输水,河岸带地下水位普遍抬升了3~5 m,垂直主河道地下水显著抬升范围超过1 000 m^[14]。以其文库勒湖为代表的多个自然漫溢区芦苇等草本植物长势良好,且出现胡杨及怪柳等幼苗萌发现象,塔河下游退化的生态格局出现了逆转。

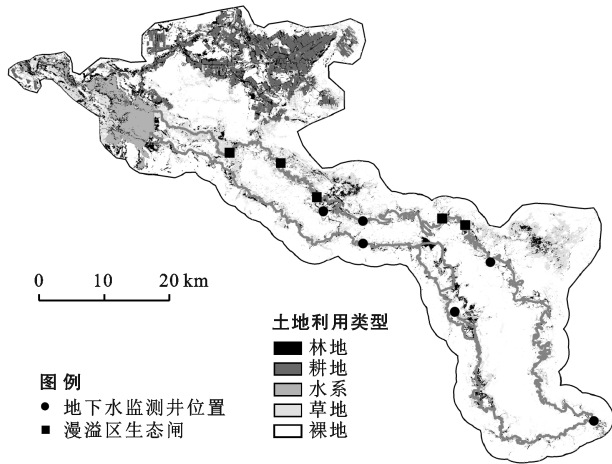


图1 塔里木河下游土地利用类型及监测井位置

2 数据与方法

2.1 数据来源及预处理

2.1.1 气象数据 气象资料从国家气象数据中心下载(<http://data.cma.cn>)。使用距研究区最近的铁干里克气象站日尺度数据,包括逐日降雨量、平均气温、平均风速、日照时数和平均相对湿度等。对于部分未监测到的数据,采用邻近时段数据内插补齐。

2.1.2 遥感数据 遥感数据来源于美国地质调查局(<https://earthexplorer.usgs.gov/>)。筛选2000,2005,2010,2015,2020年7—11月云量覆盖度低的Landsat系列遥感影像,利用ENVI5.3等软件对获取的遥感影像进行影像裁剪、辐射定标、大气校正等预处理。

2.1.3 生态输水量和地下水位数据 输水量资料和地下水位数据均由塔里木河流域管理局提供,包括2000—2020年生态输水期间,大西海子水库及以下英苏、喀尔达依—博孜库勒、阿拉干3个典型水文断面的地表径流量和地下水位数据。

2.2 研究方法

2.2.1 植被耗水量估算方法 本文采用改进Penman-Monteith法^[15],计算塔河下游非完全覆盖、受水分胁迫下的植被耗水量。计算公式如下:

$$ET_c = K_s K_c ET_0 \quad (1)$$

式中: ET_c 为植被耗水强度(mm/d); K_s 为土壤水分限制系数; K_c 为植被系数; ET_0 为参考蒸散强度(mm/d)。

考虑到植被耗水强度的差异,基于各类土地利用面积和典型植被的耗水强度,通过累加的方式确定植被耗水总量。计算公式如下:

$$VWC = \sum_{n=1}^n ET_{cn} \times A_n \times 10^{-3} \quad (2)$$

式中: VWC 为植被耗水总量(m^3); A_n 为各类土地利用面积(m^2); ET_{cn} 为第 n 天的典型植被蒸散强度(mm/d); n 为典型植被生长期日序数。

2.2.2 参考蒸散发强度(ET_0) 参考作物蒸散发强度 ET_0 根据FAO Penman-Monteith公式^[15]计算得到,通过站点气象数据计算日尺度 ET_0 ,通过累加的方式确定植被各生长期 ET_0 。

2.2.3 土地利用类型划分及植被系数(K_c) 参考中国植被图编辑委员会2001年编纂完成的中国植被区划图及白元^[9]、刘新华等^[8]对塔河下游的研究,基于遥感影像,采用ENVI软件中监督分类的方法确定塔河下游土地利用类型。选取各类土地利用的典型植被,根据FAO-56推荐的方法^[15],结合中国科学院发布的《中国动植物物候观测年报》第8号(1982年)^[16]中相关区域的植物物候信息,将植物生长周期划分为生长初期、发育期、生长中期和生长后期4个阶段(表1)。

表1 典型植被生长阶段划分

土地利用类型	典型植被	生长初期	发育期	生长中期	生长晚期	非生长期
林地	胡杨/怪柳	0415—0504	0505—0514	0515—0916	0917—1031	1101至次年0414
草地	甘草/芦苇	0425—0615	0616—0715	0716—0828	0829—0919	0920至次年0424
荒漠植被	骆驼刺	0423—0615	0616—0717	0718—0831	0901—0923	0924至次年0422
耕地	棉花	0417—0601	0602—0712	0713—0905	0906—1013	1012至次年0417

植被系数 K_c 是表征植被耗水能力的重要参数, K_c 曲线反应了植被全生育周期的耗水过程。生长初期植被系数(K_{cni})主要由土壤自身持水能力、湿润时间间隔、大气蒸发能力等因素决定;生长中期、末期植

被系数(K_{cmid} , K_{cend})主要由植被覆盖度、有效覆盖度等决定;发育期和生长晚期分别通过 K_{cini} 与 K_{cmid} 及 K_{cmid} 与 K_{cend} 线性内插获取^[15]。生长中期植被覆盖度通过植被长势旺盛的7—9月的Landsat系列影像

解译获取,生长末期通过11月的影像获取。

2.2.4 土壤水分限制系数(K_s) 土壤水分限制系数 K_s 是表征植被生长水分盈缺的关键指标,以植被根系层土壤含水量等确定。 K_s 参考FAO-56推荐的非完全灌溉下、受水分胁迫的天然植被耗水量确定方法^[15]。其中所需的植被根系深度参考张丽等^[17]的研究确定,田间持水率 θ_{FC} 采用Saxton^[18]的方法确定,凋萎系数 θ_{WP} 参考乔照华^[19]的方法,土壤黏粒含量等参数通过土壤颗粒分析结果确定,不同根深的土壤含水率 θ 通过现场烘干试验测定。

土壤颗粒分析结果、含水率及各类土地利用的 K_s 计算结果分别见表2—4。

表2 土样颗粒分析结果相关参数

黏粒的含量/%	砂粒的含量/%	θ_{FC}	θ_{WP}
9.7	85.0	0.17	0.02

表3 土壤体积含水率(θ)随埋深分布

埋深/m	0.5	1.5	3.0	4.5
含水率	0.028	0.032	0.061	0.312

表4 不同土地利用类型的 K_s 值

林地	耕地	草地	荒漠植被
0.65	1.00	0.46	0.35

3 结果与分析

3.1 研究区各类土地利用面积及植被覆盖度变化趋势

研究区土地利用类型分布及面积变化趋势(图2)发现,间隔5a的天然植被面积呈明显增加趋势,河岸带荒漠面积大量向天然植被转变,但两河区域土地利用类型整体仍以荒漠为主。2000—2020年平均荒漠面积为1406.03 km²,占两河区域面积比例为66.11%;林草地主要分布在主河道沿线及漫溢区,林地面积为124.03,比例为5.83%;草地面积为380.16 km²,比例为17.87%。水体受既有的间歇性输水方式影响,以大西海子水库库区为主,平均水体面积为79.10 km²,比例为3.72%。而2020年水库库区解译结果为草地,其原因是2020年对大西海子水库部分区域进行了维护修缮工作,库区无水,水草生长旺盛;耕地则集中分布于第二师34团,面积为137.53 km²,比例6.47%。21a来,荒漠与天然植被面积呈显著变化(图3),其中,荒漠面积多年以48.14 km²/5a(占多年平均荒漠面积的3.42%)的速率递减,至2020年,其面积比例降至61.65%;天然植被面积以62.35 km²/5a(占多年平均天然植被面积的12.37%)的速率增长,比例上升至31.39%。

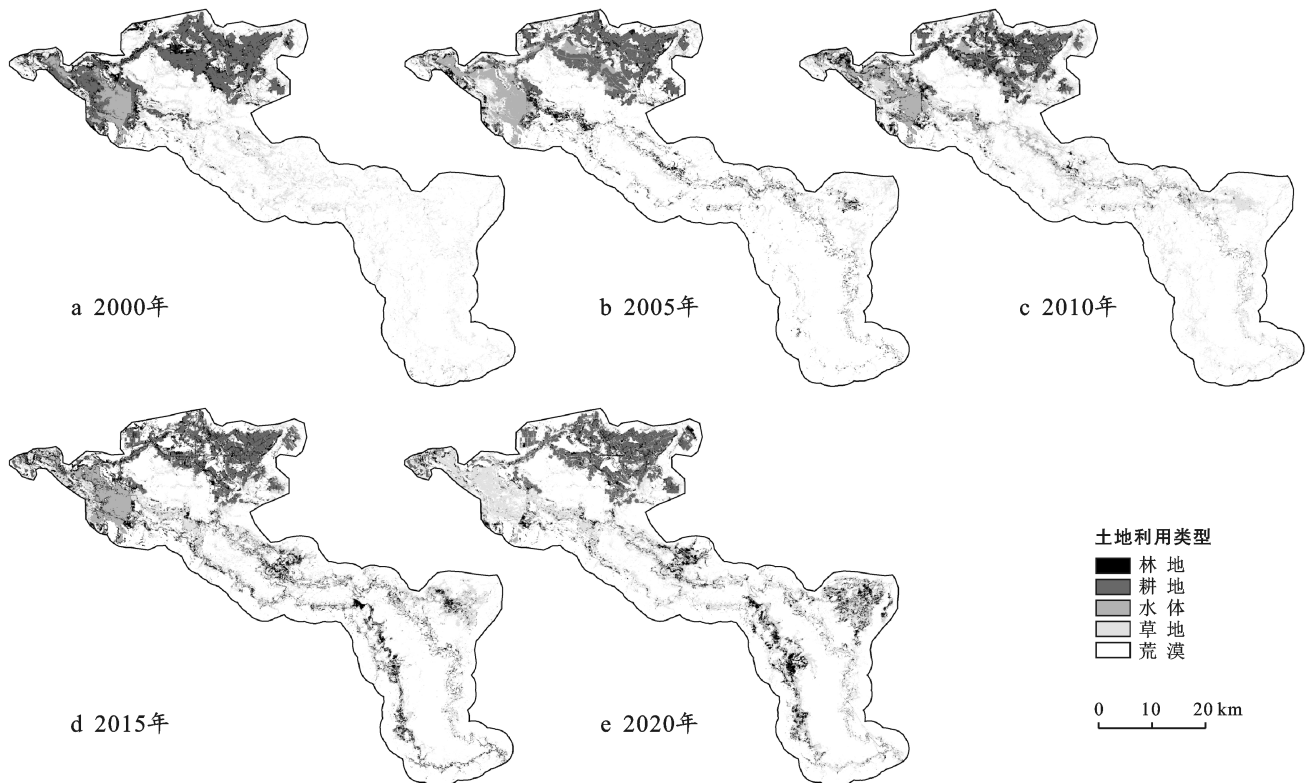


图2 2000—2020年塔里木河下游土地利用类型分布

不同时期各类土地利用的植被覆盖度值(表 5)显示,2000—2020 年林地平均覆盖度为 0.324,草地 0.175,荒漠仅有 0.037,天然植被自然生长下覆盖度整体偏低,长势较差。21 a 来塔河下游天然植被覆盖度整体呈上升趋势,其中,林草地增长趋势最为显著,增长速率分别为 0.042/5 a,0.027/5 a;而荒漠区域增长相对较少,增长速率仅为 0.002/5 a。

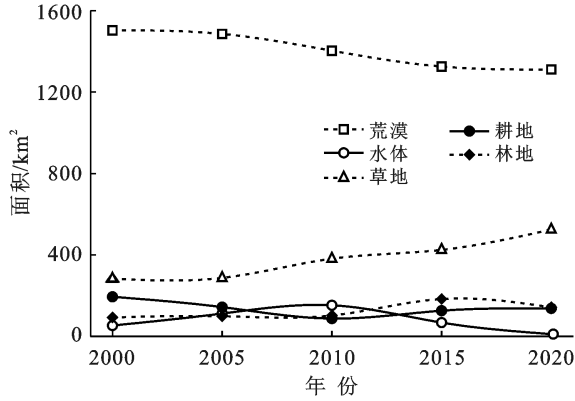


图 3 2000—2020 年塔里木河下游土地利用类型面积变化趋势

3.2 植被日耗水强度及动态分析

根据塔河下游植被覆盖度、高度和气象条件等实际情况,对 Penman-Monteith 法中标准条件加以修

正,确定了各生长阶段的植被系数 K_c 。 K_c 曲线(图 4)显示,天然植被生长中期时段长、耗水强度高,其耗水主要集中于中期。2000—2020 年,塔河下游耕地 K_c 多年平均为 1.08,天然植被则受限于其覆盖度,整体较小,多年平均林地 0.85,草地 0.44,荒漠植被为 0.21。不同土地利用类型耗水强度(表 6)差异明显,生长中期多年平均耗水强度耕地为 3.88 mm/d,林地为 3.43 mm/d,草地为 1.25 mm/d,荒漠植被为 0.45 mm/d;整体呈现耕地耗水强度最高,其次为林地,且在多年份保持一致。这与正常森林与农作物耗水强度的差异相悖,表明塔河下游天然植被自然生长下长期受限于水分胁迫。就年间间植被同一生长阶段的耗水强度变化而言(图 5),生长初期保持平稳状态,发育期、生长中期及晚期耗水强度波动较大,整体呈上升趋势。

表 5 塔里木河下游植被覆盖度 F_c 值

年份	植被覆盖度 F_c 值			
	林地	草地	荒漠	耕地
2000	0.202	0.115	0.024	0.604
2005	0.417	0.183	0.062	0.883
2010	0.300	0.110	0.037	0.711
2015	0.329	0.247	0.031	0.911
2020	0.369	0.221	0.032	0.902

表 6 塔里木河下游不同植被生长期内日耗水强度

年份	植被覆盖类型	日耗水强度/($\text{mm} \cdot \text{d}^{-1}$)				
		生长初期	发育期	生长中期	生长晚期	非生长期
2000	林地	0.169	1.068	2.073	0.803	0.082
	耕地	1.371	1.618	3.060	2.629	0.650
	草地	0.128	0.605	0.823	0.666	0.065
	荒漠植被	0.099	0.287	0.337	0.284	0.049
2005	林地	0.183	2.190	4.056	1.552	0.091
	耕地	1.442	1.658	3.999	3.882	0.719
	草地	0.134	0.728	1.180	0.967	0.072
	荒漠植被	0.104	0.318	0.485	0.387	0.055
2010	林地	0.169	1.554	3.335	1.286	0.093
	耕地	1.360	1.768	3.808	3.011	0.730
	草地	0.128	0.630	1.081	0.711	0.072
	荒漠植被	0.100	0.321	0.489	0.329	0.055
2015	林地	0.177	1.990	3.785	1.571	0.090
	耕地	1.432	1.698	4.337	3.748	0.724
	草地	0.136	0.932	1.798	0.995	0.072
	荒漠植被	0.105	0.302	0.521	0.301	0.055
2020	林地	0.191	1.942	3.915	1.555	0.091
	耕地	1.508	1.619	4.220	3.374	0.728
	草地	0.139	0.826	1.392	0.887	0.072
	荒漠植被	0.107	0.288	0.428	0.301	0.055

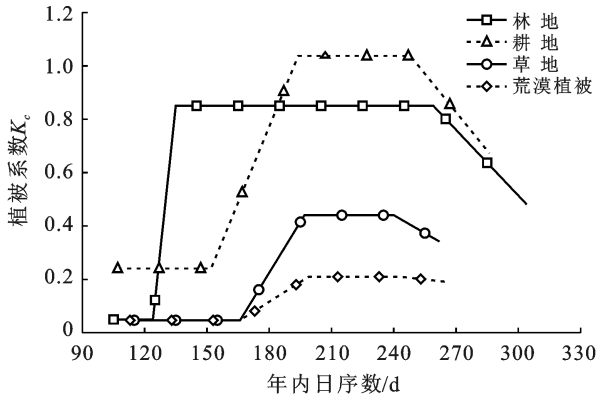


图 4 塔里木河下游植被系数 Kc 曲线

3.3 植被耗水量空间分布及演变趋势

塔河下游植被耗水量空间分布(图 6)显示,植被耗水量空间分布差异较大,2015 以前植被耗水量高值区主要集中在连片耕地,2015 年及以后主河道沿线及局部漫溢区出现高值;表明经过 21 a 的生态输水,河岸带天然植被修复状况良好。植被耗水量变化程度显示:植被耗水增长量空间差异较悬殊,植被耗水量明显增长区域主要集中在主河道沿线及自然漫溢区,其文库勒湖、博孜库勒、库木吐格 3 处自然漫溢区植被耗水量上升最为显著,有向湿地转变倾向,

荒漠区耗水量变幅则较小。天然植被耗水量(表 7—8)显示:多年平均天然植被耗水量为 $1.90 \times 10^8 \text{ m}^3$,其中林地 $6.48 \times 10^7 \text{ m}^3$,草地 $4.63 \times 10^7 \text{ m}^3$,荒漠植被为 $7.90 \times 10^7 \text{ m}^3$ 。多年来天然植被耗水量以 $2.44 \times 10^7 \text{ m}^3/5 \text{ a}$ (占多年平均天然植被耗水量的 12.82%)的速率增长,其耗水量增大是面积和耗水强度双增长的结果;荒漠植被耗水量 2000—2005 年上升,2005 年以后下降,其变化趋势是荒漠面积减小和耗水强度增加共同作用的结果。

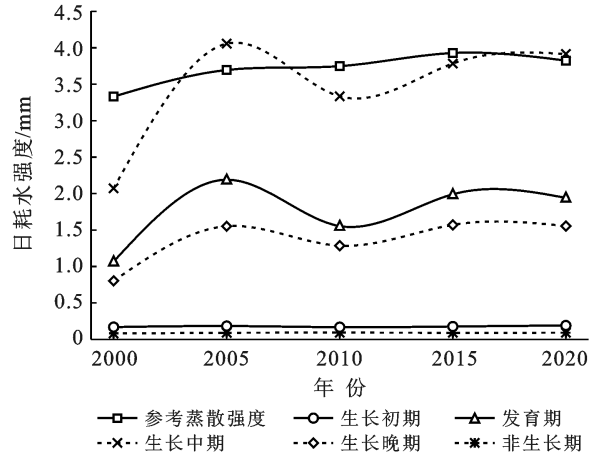


图 5 2000—2020 年塔里木河下游天然植被各生长期日耗水强度年际变化趋势

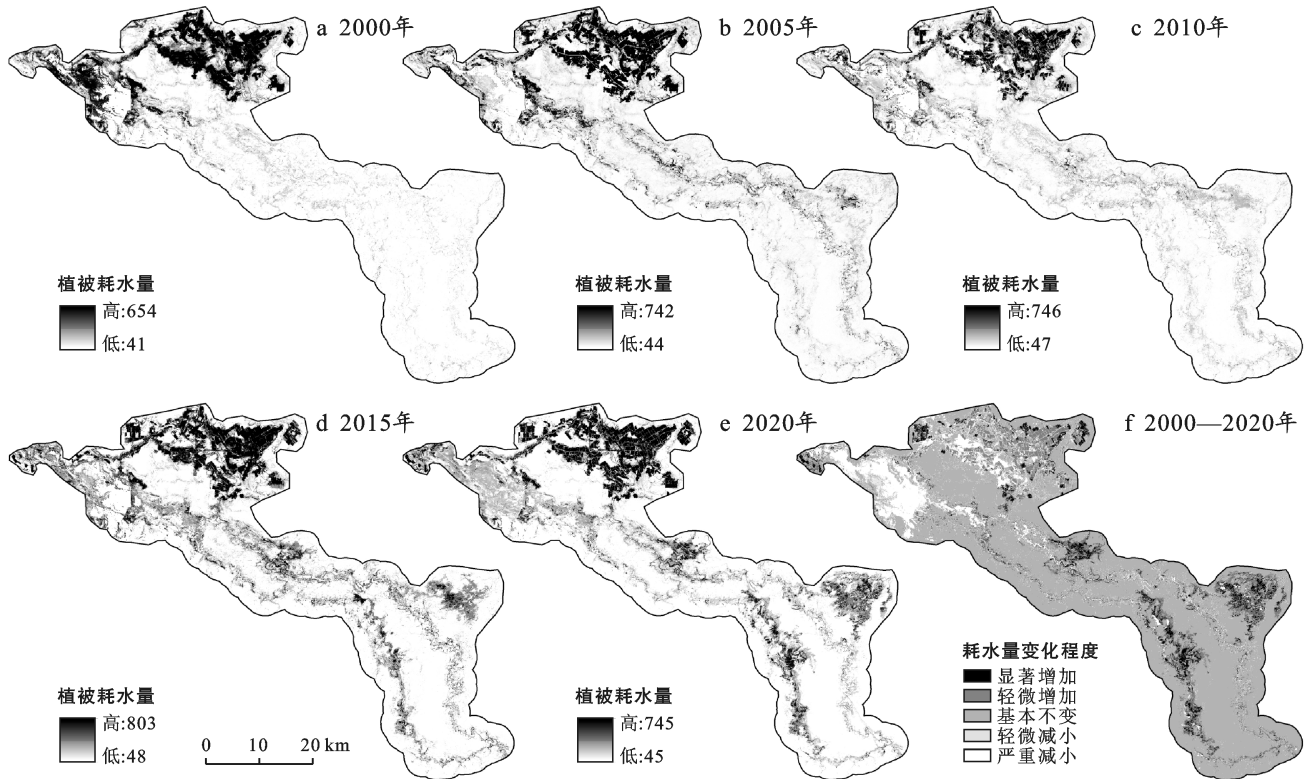


图 6 2000—2020 年塔里木河下游植被耗水量空间分布及变化程度

表7 2000—2020年塔里木河下游各类土地年耗水量

10⁸ m³

年份	天然植被耗水量				耕地	合计
	林地	草地	荒漠植被	小计		
2000	0.30	0.25	0.70	1.25	1.18	2.43
2005	0.57	0.33	0.89	1.79	1.06	2.85
2010	0.50	0.40	0.81	1.71	0.63	2.34
2015	1.01	0.67	0.76	2.45	0.91	3.35
2020	0.82	0.71	0.70	2.22	1.01	3.23

表8 2000—2020年塔里木河下游天然植被耗水量与河道消耗量对比

输水时段	2000—2005年	2006—2010年	2011—2015年	2016—2020年
植被耗水量/10 ⁸ m ³	9.12	8.75	10.39	11.67
河道消耗量/10 ⁸ m ³	15.55	5.21	15.06	22.72
(植被耗水量/河道消耗量)/%	58.66	168.00	69.00	51.39
(植被耗水累计量/河道消耗累计量)/%	58.66	86.10	78.91	68.23

3.4 研究区植被耗水量与河道总消耗量的验证与对比分析

研究区除大西海子水库下泄生态水外无其他补给来源,大西海子水库下泄断面与阿拉干断面之间的水量差为河道消耗量,其主要转化项为地下水补给量、植被蒸散量及水面蒸发量。

由于河道水面面积较小且为间歇性过水,故河道消耗量主要以前二项为主。以5 a为步长,将2000—2020年分为4个输水时段,天然植被耗水量与河道总消耗量对比(始末年植被耗水量平均值×5)(表8)显示,不同输水时段植被耗水量占河道总消耗量比例相差较大,其原因在于枯水年下泄量小,地下水被植被大量消耗,表现为植被耗水量占河道总消耗量的比例偏高;丰水年生态输水优先填补枯水年导致的地下水亏空,导致结果偏低,这也体现了地下水的调蓄功能。采取水量累加的方式可避免植被耗水对生态输水的滞后效应,至2020年,植被耗水累积量为3.99×10⁹ m³,河道消耗累积量为5.85×10⁹ m³,植被耗水占河道消耗的68.23%,已为河道消耗的主要转化项。

4 讨论与结论

4.1 讨论

本文通过GIS技术将改进的P-M法应用于30 m空间栅格尺度,实现植被耗水量逐像元计算,确定出的植被耗水量转化比例为68.23%。与邓铭江等^[20]采用水均衡原理确定的塔河下游植被耗水转换比例51.55%;刘新华等^[9]基于2005年中巴资源卫星数据,采用潜水蒸发法和面积定额计算的转化比例44.14%有一定差异。其客观原因表现在大西海子水库—阿拉干段天然植被密度高于阿拉干—台特玛湖

段;且随着生态输水次数的增加,下游植被得到改善,植被耗水量增大,使得后期输水植被耗水转化比例上升。本文较前述二者的研究在数据源的选取与计算方法上均有了较大的改进,所得栅格尺度的植被耗水量应更符合塔河下游植被耗水现状,结果具有较高的可信度。

随着输水次数的增多,塔河下游天然植被耗水量的增加愈发显著,尤以植被覆盖度增加的贡献为主。目前,天然植被耗水量多年平均为1.90×10⁸ m³/a,仍小于两河之间平均河道消耗量2.79×10⁸ m³/a,林草地生态用水仍有较大的提升空间。下游草地多以1 a生为主,其萌新对外界环境变化较敏感,对生态输水响应快,至2020年面积占比已上升至24.67%,已得到较好的恢复;林地则是以胡杨为代表的非地带性多年生乔木,在干旱区生态系统中的地位不可代替,其扩展则受制于现有胡杨林的树势及地下水位,其面积增长速率明显缓于草地,至2020年比例仅为6.71%,是中远期的修复目标,也是塔河下游生态修复的关键。

既有的现状输水方式,已使河岸带地下水位呈顶托态势,地下水转化比例下降,造成河岸带无效潜水蒸发增大。地势低洼的自然漫溢区,长期滞水,导致生态贡献度较低的芦苇等植物快速增加,加大了无效耗散;未过水区域地下水则只能通过侧渗补给,补给速率受限于水位梯度,两河区域地下水位抬升不均衡。后期输水可基于地形,通过划分漫溢区,采用轮渗输水方式避免地下水顶托,可减小无效蒸发以合理调配生态用水。

本研究中也发现,塔河下游距离河道2 km以外区域天然植被覆盖度极低,胡杨和怪柳以单株状态分布,受栅格尺度效应影响大^[21];若能采用5 m等更高

空间分辨率的遥感数据,则可弥补 30 m 尺度研究中局部信息丢失的不足。

4.2 结论

(1) 本文将改进的 P-M 法系统地应用于塔河下游,在 30 m 空间栅格上进行了天然植被耗水量的计算,确定出下游各类土地利用上植被系数 K 。林地 0.85,草地 0.44,荒漠植被 0.21,土壤水分限制系数分林地 0.65,草地 0.46,荒漠植被 0.35,是塔河下游植被修复研究与生态输水效应评价的一项基础成果。

(2) 经过 21 次生态输水后,塔河下游两河区域天然植被面积由 2000 年的 376.16 km² (占两河区域 17.69%) 上升至 2020 年的 504.19 km² (31.39%);林草地覆盖度分别由 0.20,0.11 提高至 0.37,0.22,天然植被耗水量由 1.25×10^8 m³/a 增长至 2.22×10^8 m³/a;土地利用格局变化趋势和天然植被改善状况对生态输水响应良好,生态输水效应显著。

(3) 2000—2020 年两河区域多年平均天然植被耗水量为 1.90×10^8 m³/a,其中林地耗水量为 6.50×10^7 m³/a,草地为 4.60×10^7 m³/a,荒漠为 7.90×10^7 m³/a,荒漠区无效耗散占比高;且受限于既有现状输水方式固化的制约,植被耗水量主要集中于主河道沿线及自然漫溢区,加剧了水面无效蒸发,生态输水策略有必要根据耗水方式的变化而进行相应的改进。

[参 考 文 献]

- [1] 郑红星,刘昌明,丰华丽.生态需水的理论内涵探讨[J].水科学进展,2004,15(5):626-633.
- [2] 张晓玉,范亚云,热孜宛古丽·麦提依明,等.基于 SEBS 模型的干旱区流域蒸散发估算探究[J].干旱区地理,2018,41(3):508-517.
- [3] Lu Chenxi, Zhao Tingyang, Shi Xiaoliang, et al. Ecological restoration by afforestation may increase groundwater depth and create potentially large ecological and water opportunity costs in arid and semiarid China [J]. Journal of Cleaner Production, 2018, 176: 1213-1222.
- [4] 李宝富,陈亚宁,李卫红,等.基于遥感和 SEBAL 模型的塔里木河干流区蒸散发估算[J].地理学报,2011,66(9): 1230-1238.
- [5] 李霞,刘廷玺,段利民,等.半干旱区沙丘、草甸作物系数模拟及蒸散发估算[J].干旱区研究,2020,37(5):1246-1255.
- [6] 孙海涛,陈亚鹏,陈亚宁,等.塔里木河下游荒漠河岸林地下水蒸散发[J].干旱区研究,2020,37(1):116-125.
- [7] 杨鹏年.塔里木河下游间歇输水条件下地下水恢复与植被响应研究[D].新疆 乌鲁木齐:新疆农业大学,2005.
- [8] 白元,徐海量,凌红波,等.塔里木河干流区天然植被的空间分布及生态需水[J].中国沙漠,2014,34(5):1410-1416.
- [9] 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.
- [10] 凌敏华,陈喜,程勤波,等.地表水与地下水耦合模型研究进展[J].水利水电科技进展,2010,30(4):79-84.
- [11] 李玫,邱诚,周洋,等.基于气象因子敏感性的参照蒸散发简化计算模型[J].人民长江,2015,46(11):18-20.
- [12] Shuttleworth W J, Wallace J S. Evaporation from sparse crops-an energy combination theory [J]. Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society, 1985, 111(469): 839-855.
- [13] 陈亚宁,李卫红,陈亚鹏,等.新疆塔里木河下游断流河道输水与生态恢复[J].生态学报,2007,27(2):538-545.
- [14] 陈亚宁,吾买尔江·吾布力,艾克热木·阿布拉,等.塔里木河下游近 20 a 输水的生态效益监测分析[J].干旱区地理,2021,44(3):605-611.
- [15] Allen R G, Pereira L S, Raes D, et al. Crop evapotranspiration guidelines for computing crop requirements. FAO Irrig. Drain. Report modeling and application [J]. Journal of Hydrology, 1998, 285: 19-40.
- [16] 中国科学院地理研究所.中国动植物物候观测年报(第 8 号)(1981—1982 年)[M].北京:地质出版社,1988.
- [17] 张丽,董增川,赵斌.干旱区天然植被生态需水量计算方法[J].水科学进展,2003,14(6):745-748.
- [18] Saxton K E, Rawls W J, Romberger J S, et al. Estimating generalized soil-water characteristics from texture [J]. Soil Science Society of America Journal, 1986, 50(4): 1031-1036.
- [19] 乔照华.土壤凋萎系数的影响因素研究[J].水资源与水工程学报,2008,19(2):82-84.
- [20] 邓铭江,周海鹰,徐海量,等.塔里木河下游生态输水与生态调度研究[J].中国科学(技术科学),2016,46(8): 864-876.
- [21] 郭建军,李凯,江宝骅,等.流域生态承载力空间尺度效应分析:以石羊河流域为例[J].兰州大学学报(自然科学版),2014,50(3):383-389.