

干旱区受损植被生态恢复需水量

——以新疆哈巴河县平原区为例

谭翻^{1,2}, 杨鹏年^{1,2}, 王翠^{1,2}, 李志鹏^{1,2}, 高凡^{1,2}, 徐燕^{3,4}, 吴强⁵

(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灾害防治重点实验室, 新疆 乌鲁木齐 830052; 3.新疆水利水电规划设计管理局, 新疆 乌鲁木齐 830099; 4.新疆寒旱区水资源与生态水利工程研究中心, 新疆 乌鲁木齐 830002; 5.哈巴河县水利局, 新疆 哈巴河县 836700)

摘要: [目的] 分析干旱区受损植被恢复过程中生态需水量, 为生态恢复不同阶段所需水资源量及水资源优化配置提供科学依据。[方法] 基于 1990, 2000, 2010, 2015, 2020 年 Landsat 系列影像, 采用遥感技术, 结合改进的彭曼公式法, 对新疆哈巴河县平原区植被耗水量时空演变特征及生态恢复需水量进行了定量研究。[结果] ①1990—2020 年天然植被平均耗水量为 $7.55 \times 10^8 \text{ m}^3$, 以 $3.60 \times 10^7 \text{ m}^3/5 \text{ a}$ 的速率减小, 与之对应的是天然植被面积以 $17.36 \text{ km}^2/\text{a}$ 的速率减小, 植被覆盖度从高植被覆盖度向中植被覆盖度转化, 生态受损严重。②区域内植被耗水量时空分布均存在较大差异: 空间上高值主要分布于哈巴河流域, 别列则克河流域植被耗水量整体偏低; 时间上年际变化以 2000 年植被耗水量为最高, 年内植被耗水量则主要集中在生长中期。③绿洲区生态恢复需水量如下: 维持现状(2020 年)生态需水量为 $4.62 \times 10^8 \text{ m}^3$, 恢复到 1990—2020 年生态平均水平生态需水量为 $6.65 \times 10^8 \text{ m}^3$, 达到 1990—2020 年生态最佳水平(2000 年)生态需水量为 $9.55 \times 10^8 \text{ m}^3$ 。[结论] 在人为与自然二元作用下, 灌区 1990—2020 年生态环境整体呈现退化趋势, 生态耗水空间分配失衡, 受损植被生态恢复需水量时空配置应根据耗水时空分布进行优化完善。

关键词: 改进彭曼公式; 植被覆盖度; 植被耗水量; 生态恢复; 新疆哈巴河县平原区

文献标识码: A

文章编号: 1000-288X(2023)01-0244-09

中图分类号: Q948

文献参数: 谭翻, 杨鹏年, 王翠, 等. 干旱区受损植被生态恢复需水量[J]. 水土保持通报, 2023, 43(1): 244-252. DOI: 10.13961/j.cnki.stbctb.2023.01.028; Tan Fan, Yang Pengnian, Wang Cui, et al. Water requirement for ecological restoration of damaged vegetation in arid area [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2023, 43(1): 244-252.

Water Requirement for Ecological Restoration of Damaged Vegetation in Arid Area

—A Case Study at Plain Area in Habahe County, Xinjiang Wei Autonomous Region

Tan Fan^{1,2}, Yang Pengnian^{1,2}, Wang Cui^{1,2}, Li Zhipeng^{1,2}, Gao Fan^{1,2}, Xu Yan^{3,4}, Wu Qiang⁵

(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 Water Resources and Hydropower Planning and Design Administration, Urumqi, Xinjiang 830099, China; 4. Xinjiang Water Resources and Ecological Water Conservancy Engineering Research Center in Cold and Arid Regions, Urumqi, Xinjiang 830002, China; 5. Habahe Water Resources Bureau, Habahe, Xinjiang 836700, China)

Abstract: [Objective] The ecological water requirement for restoring an area of damaged vegetation in an arid environment was analyzed in order to provide a scientific basis for determining the water resources required in

收稿日期: 2022-05-29

修回日期: 2022-07-05

资助项目: 新疆农业大学院级课题“基于改进彭曼公式的哈巴河县平原区蒸散量与土地利用变化趋势研究”(ZDSYS-YJS-2021-12); 国家自然科学基金项目(U2003105); 哈巴河县级项目“哈巴河县水库群生态调度与景城一体化研究”

第一作者: 谭翻(1999—), 男(汉族), 重庆市石柱县人, 硕士, 研究方向为水文学及水资源。Email: 1413129800@qq.com。

通信作者: 杨鹏年(1966—), 男(汉族), 新疆维吾尔自治区乌鲁木齐市人, 博士, 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。

different stages of ecological restoration and the optimal allocation of water resources. [Methods] Based on a series of Landsat images acquired in 1990, 2000, 2010, 2015, and 2020, the temporal and spatial evolution characteristics of vegetation water consumption and ecological restoration water demand in the plain area of Habahe County, Xinjiang Wei Autonomous Region were quantitatively analyzed by remote sensing technology combined with an improved Penman formula method. [Results] ① From 1990 to 2020, the average water consumption of natural vegetation was $7.55 \times 10^8 \text{ m}^3$, and decreased at a rate of $3.60 \times 10^7 \text{ m}^3/5 \text{ yr}$. Correspondingly, the area of natural vegetation decreased at a rate of $17.36 \text{ km}^2/\text{yr}$, and the vegetation coverage changed from high vegetation coverage to medium vegetation coverage, resulting in serious ecological damage. ② There were great differences in the spatial and temporal distributions of vegetation water consumption in the region; the spatially high values were mainly located in the Haba River basin, while the vegetation water consumption in the Bie River basin was generally low. Temporally, vegetation water consumption in 2000 was the highest, and vegetation water consumption in a given year was mainly concentrated in the middle growth period. ③ The ecological restoration water demand in an oasis area was $4.62 \times 10^8 \text{ m}^3$ for maintaining the status quo (2020), $6.65 \times 10^8 \text{ m}^3$ for restoring to the average ecological level from 1990 to 2020, and $9.55 \times 10^8 \text{ m}^3$ for reaching the best ecological level from 1990 to 2020 (2000). [Conclusion] Under the dual actions of human activities and nature, the ecological environment of the irrigation area showed a degradation trend from 1990 to 2020, and the spatial distribution of ecological water consumption was unbalanced. The spatial and temporal allocation of water demand for ecological restoration of an area of damaged vegetation should be optimized and improved according to the spatial and temporal distribution of water consumption.

Keywords: improved Penman formula; vegetation coverage; vegetation water consumption; ecological restoration; plain area Habahe County of Xinjiang Wei Autonomous Region

地处干旱区的哈巴河县平原区在人类活动与气候变化的双重作用下,生态环境受到了不同程度的破坏^[1]。风蚀区土壤含水率低、土壤沙化、水土流失严重,加之风蚀的频繁出现,导致区域生态恢复难度较大。植被具有保持水土等生态功能,对维护生态环境具有重要作用^[2]。植被群落的生长和发育需要消耗一定的水量,不同植被类型的蒸腾作用不同,各植物种类生长期的生态耗水也相差甚远^[3]。因此确定绿洲区植被耗水量时空分布规律及其变化特征,探索既能满足人类社会需求又能兼顾生态系统健康的用水模式,对实现哈巴河县平原区生态恢复具有重要的现实意义。

目前,植被耗水量估算方法主要有面积定额法^[4-6]、潜水蒸散发法^[7-8]、遥感模型法^[9-12]、生物量法^[13]和改进的彭曼公式法等^[14-18]。Shuttleworth等^[19]在Penman-Monteith公式的基础上,建立了双涌源模型(S-W),将土壤蒸发与植被蒸散发分离,评价了从裸土到植被完全覆盖地表两种极端条件下不同地表覆盖物类型的蒸散耗水。李霞等^[20]通过Landsat系列数据计算归一化植被指数(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(SM)和叶面积指数(LAI),建立了科尔沁地区作物系数估算模型,验证

了草甸和沙丘试验区作物系数模型的可行性。Chi等^[14]基于改进的彭曼公式估算了中国东北额尔古纳河流域2001—2014年的植被蒸散耗水量。改进的彭曼公式法是以植被潜在蒸散发为基础,综合考虑土壤水分和植被覆盖度等因素计算植被耗水的方法。该方法目前已较为成熟,数据易获取,有较好的操作性^[21],在荒漠、草原、森林等不同生态系统下均有较好的应用效果^[14],适用于任何时间尺度的蒸散量研究,能合理地揭示天然植被蒸散的过程和机理,被广泛应用于植被蒸散领域。

本文采用改进的彭曼公式法,通过遥感和GIS技术,对平原区耗水量进行像元($30 \text{ m} \times 30 \text{ m}$)计算,然后在分析区域生态环境及植被耗水量时空演变特征的基础上,探讨耗水与需水的关系,进一步对受损植被生态恢复需水量进行了定量研究,以期今后生态恢复不同阶段所需水资源量及水资源优化配置提供科学依据。

1 研究区概况

新疆哈巴河县平原区地处欧亚大陆腹地,阿勒泰地区西北部,位于 $85^{\circ}31' - 87^{\circ}19'E$ 和 $47^{\circ}42' - 49^{\circ}09'N$ 之间。年平均降雨量205.6 mm,年均日照时数为2 950 h,年均气温 $4^{\circ}C$,年均蒸发量1 551.7 mm,属

大陆性北温带寒冷气候,适宜小麦、玉米、葵花及豆类的生长。哈巴河流域水土资源分丰富,天然植被以白桦树、沙棘、牧草等为主,构成了林、灌、草的植被群落,生态环境较好;别列则克河(以下简称“别河”)流域地下水埋深大,风沙大,绿洲与荒漠并存,生态环境较为脆弱;自然沟绿色带是由渠系引水形成的人工绿色带,需充沛的生态水,以稳定该绿色带的安全。

研究区以别河、哈巴河以及额尔齐斯河 3 条河流构建了良好稳定的生态环境。随着各类蓄、调、输、引水工程的建设,对水资源开发利用程度随之加大,造成以别河为主要水源的科克托海湿地生态环境退化,稀缺动植物也随之濒临灭绝。因此,对哈巴河县平原区生态恢复需水量的研究具有重要意义。综合考虑哈巴河县平原区地形地貌特征和既有水利工程现状,将平原区划分为以灌区为主的哈巴河流域、以湿地自然生态为主的别河流域和由水利工程形成的自然沟绿色带。

2 数据与方法

2.1 数据来源与处理

气象资料由哈巴河县气象站提供,包括逐日降雨量、最高和最低气温、平均气温、平均风速、日照时数、平均水气压和平均相对湿度等,是从国家气象数据中心下载(<http://data.cma.cn>)。研究采用的 Landsat 系列影像数据来源于美国地质调查局(<https://earthexplorer.usgs.gov/>)。为准确划分土地类型、计算植被指数,筛选 1990, 2000, 2010, 2015, 2020 年内 7—11 月云覆盖度低的 Landsat 系列影像共 40 景。利用 ENVI 5.3 和地理统计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。

2.2 研究方法

2.2.1 植被耗水量估算方法 本文采用 FAO 56 推荐的双作物系数法估算植被耗水强度。计算公式如下:

$$ET_C = (K_{cb} \times K_s + K_e) \times ET_0 \quad (1)$$

式中: ET_C 为植被蒸散发速率(mm/d); K_{cb} 为基础植被作物系数; K_s 为水分胁迫系数; K_e 为土壤蒸发系数; ET_0 为参考蒸散发速率(mm/d)。

植被耗水量考虑不同类型植被的覆盖面积,计算公式如下:

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

式中: VWC 为植被耗水总量(m^3); A_n 为各植被覆盖类型分布面积(m^2); $ET_{c,n}$ 为第 n 天的植被蒸散发强度(mm/d); n 为植被生长期天数(d)。

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^[22] 计算得到,通过哈巴河县气象站数据计算日尺度 ET_0 ,累加的方式确定植被各生长期 ET_0 。

2.2.3 作物系数(K_{cb})及土壤蒸发系数(K_e)的确定

土壤蒸发系数 K_e 根据 FAO-56 确定^[22]; 作物系数 K_{cb} 根据 FAO-56 推荐的方法^[22],将植物生长周期划分为生长初期、发育期、生长中期和生长晚期 4 个阶段,基于遥感影像将哈巴河县平原区各土地利用类型划分为耕地、草地、湿地、有林地、灌木林地和荒草地 6 个类型。根据哈巴河县志和实地踏勘选定各土地利用类型下优势物种,并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)^[23] 中相关区域的植被物候信息,划定植被各生长阶段(表 1)。

表 1 典型植被生长阶段划分
Table 1 Division of typical vegetation growth stages

土地利用类型	典型植被	生长阶段			
		生长初期	发育期	生长中期	生长晚期
耕地	玉米	0510—0614	0615—0713	0714—0825	0825—1001
草地	甘草	0417—0511	0512—0610	0611—0910	0911—1005
湿地	甘草	0417—0511	0512—0610	0611—0910	0911—1005
有林地	白桦树	0419—0509	0510—0602	0603—0916	0917—1008
灌木林地	怪柳	0410—0429	0430—0609	0610—0920	0921—1010
荒草地	梭梭草	0413—0513	0514—0611	0612—0911	0912—1003

生长初期植被系数($K_{c_{mid}}$)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、晚期植被系数($K_{c_{mid}}$)主要由当地气候条件、植

被覆盖度、有效覆盖度等决定;发育期和生长晚期的植被系数分别通过 $K_{c_{ini}}$ 与 $K_{c_{mid}}$ 及 $K_{c_{mid}}$ 与 $K_{c_{end}}$ 线性内插获取。

本文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 10—11 月份的影像获取。

2.2.4 土壤水分限制系数(K_s) 土壤水分限制系数(K_s)由根系层土壤含水率(θ)、土壤田间持水率(θ_{FC})和土壤凋萎系数(θ_{WP})确定。不同根深的土壤含水率(θ)通过现场烘干试验测定。土壤田间持水率(θ_{FC})和土壤凋萎系数(θ_{WP})根据 FAO-56 确定^[22]; 土壤含水率及各类土地利用 K_s 计算结果见表 2 和表 3。

表 2 实测土壤体积含水率(θ)与埋深的关系

Table 2 Relationship between measured soil volumetric water content (θ) and buried depth

埋深/m	0.5	1	1.5	2
含水率	0.023	0.034	0.076	0.183

表 3 不同类型植被土壤水分限制系数(K_s)值
Table 3 Limiting coefficient of soil moisture (K_s) values of different vegetation types

项目	耕地	草地	湿地	有林地	灌木林地	荒草地
K 值	1.00	0.47	1.00	1.00	0.35	0.18

3 结果与分析

3.1 各土地利用类型年际变化特征

土地利用类型空间分布图(图 1)显示,天然植被主要集中在哈巴河流域内,土地利用类型为耕地、草地、湿地、有林地和灌木林地多种生态类型,其中有林地主要分布在河谷区域,耕地和草地则较均匀的分布在流域。别河流域主要以荒漠植被为主,草地、有林地和灌木林地占比较小,且各地类分布都较为集中,有林地集中在河谷,草地集中在河道西南方向,灌木林地集中在河道西北方向。

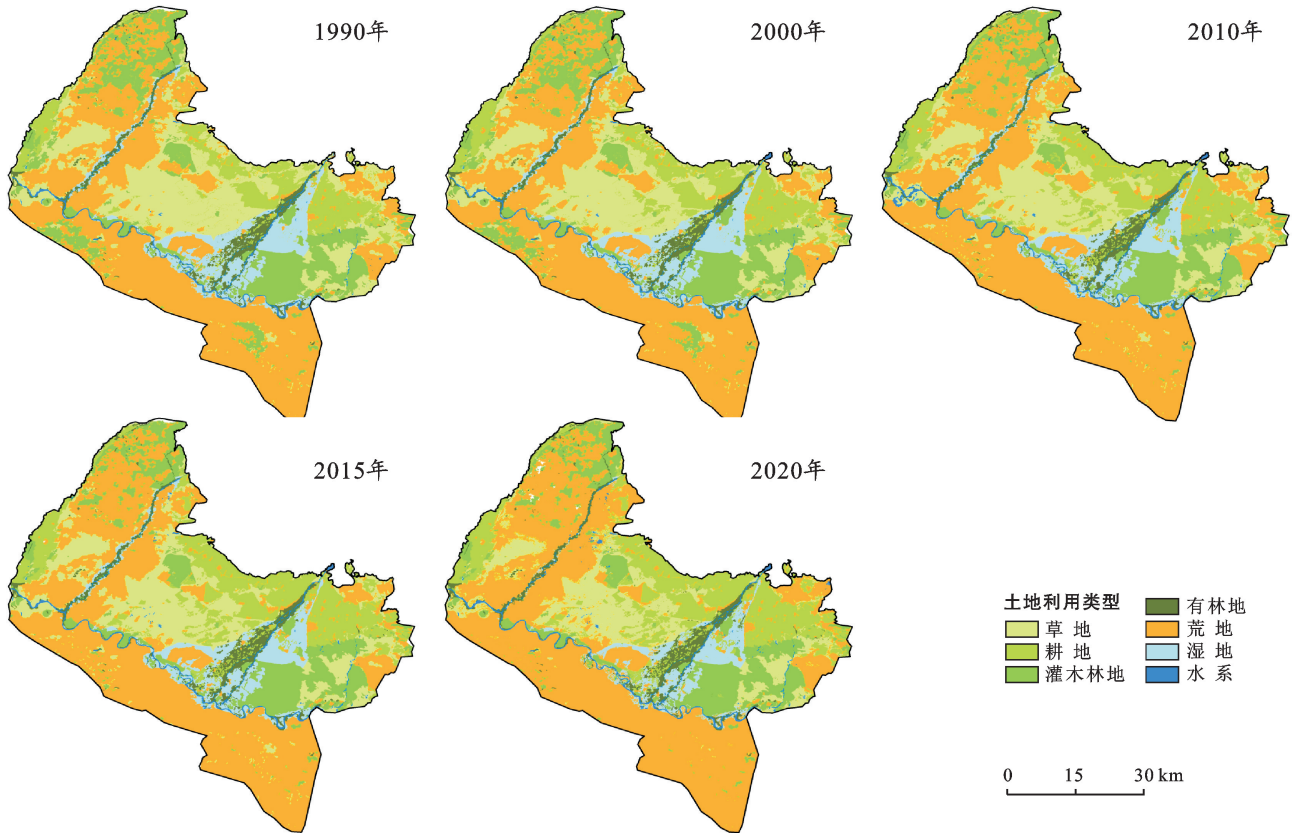


图 1 1990—2020 年哈巴河县平原区各土地利用类型分布

Fig.1 Distribution map of land use types in the study area of Habahe County plain from 1990 to 2020

根据不同土地利用类型覆盖面积变化趋势(表 4)表明,1990—2020 年各土地利用类型面积整体表现为二增加三减小:二增加为耕地面积增加了 258.92 km²,增加速率为 8.63 km²/a,荒草地面积增加了 251.22 km²,增加速率为 8.38 km²/a,三减小为草地、湿地、灌木林地持续减小,减小面积分别为

307.45,90.26,137.2 km²,其减小速率分别为 10.25, 3.01,4.57 km²/a。造成土地利用类型格局较大变化的主要原因在于经济利益的驱使下,大规模土地开垦、畜牧业扩大等,使得耕地持续增加,草地和灌木林地面积不断减小。这种演变趋势已成为西北绿洲区内的一种普遍现象。

表 4 哈巴河县平原区不同土地利用类型覆盖面积变化趋势

Table 4 The change trend of different land use types in the plain area of Habahe County

km²

年份	不同土地利用类型覆盖面积							合计
	耕地	草地	湿地	灌木林地	有林地	荒草地	水系	
1990	357.21	855.08	293.42	630.41	133.84	1 597.55	55.24	3 923
2000	432.35	785.41	292.00	624.84	134.97	1 596.99	56.19	3 923
2010	520.22	713.98	267.90	501.36	139.42	1 714.42	65.30	3 923
2015	596.02	678.06	259.57	503.32	142.21	1 684.22	59.56	3 923
2020	616.13	547.63	203.16	493.21	148.17	1 848.77	65.93	3 923

3.2 植被覆盖度空间分布及年际变化特征

利用 GIS 技术将在 ENVI 预处理所得的结果进行再处理,通过重分类的方法将植被覆盖度分为 3 个等级^[24](表 5),绘制植被覆盖度分区图(图 2)。从宏观上看 1990—2020 年的植被覆盖度动态变化可以发

现,哈巴河县平原区整体变化过程表现为天然植被从以高植被覆盖区和中植被覆盖区共存转变为以高植被覆盖区为主,然后又稳定高植被覆盖区和中植被覆盖区共存,到 2020 年时,退化成为以中植被覆盖区为主。

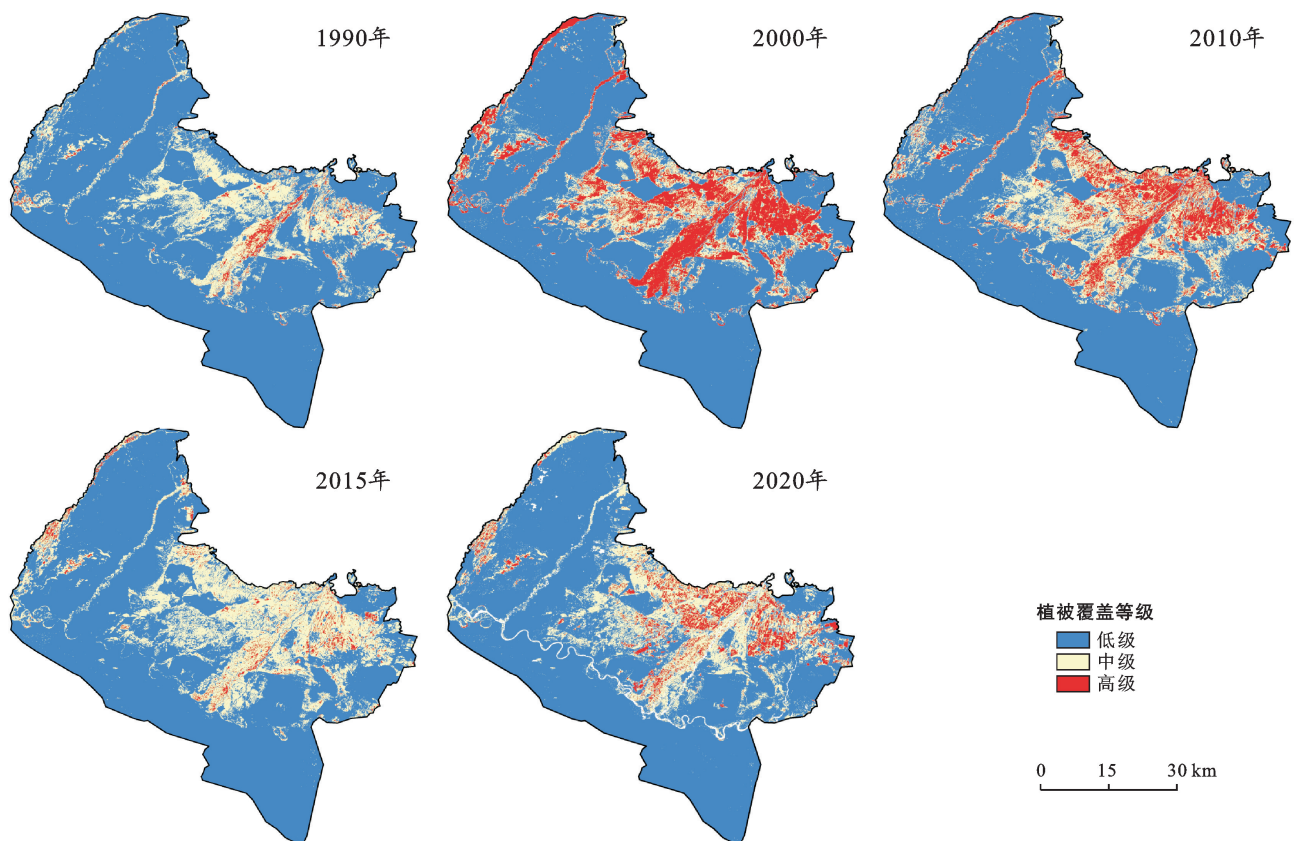


图 2 1990—2020 年哈巴河县平原区植被覆盖度空间分布

Fig.2 Spatial distribution map of vegetation coverage in the plain area of Habahe County from 1990 to 2020

表 5 哈巴河县平原区植被覆盖度等级划分标准

Table 5 Classification standard of vegetation coverage grade in the plain area of Habahe County

监测指标	植被覆盖等级	植被覆盖等级划分方法
植被覆盖度	低植被覆盖度	植被覆盖度在 0~0.34 之间
	中植被覆盖度	植被覆盖度在 0.34~0.66 之间
	高植被覆盖度	植被覆盖度在 0.66~1 之间

结合对各土地类型覆盖度(表 6)的情况来看。在 1990—2000 年各土地类型覆盖度均有较高的提升;其中耕地和有林地从中植被覆盖区提升至高植被覆盖区,草地和湿地从低植被覆盖区提升至中植被覆盖区。

形成以上现象的主要原因可能为:①根据气象资料分析 1990 年降水量、河流径流量均小于 2000 年;

②1990 年的潜在蒸散发小于 2000 年。在 2000—2020 年各植被类型覆盖度整体呈现减小趋势,且表现为“二稳定,四减小”:“二稳定”为荒漠植被和灌木林地覆盖度相对较为稳定,一直处于低植被覆盖区。“四减小”为耕地、草地、湿地和有林地递减明显,分别减小了 13.93%,11.17%,14.08%和 29.32%,其减小速率分别为 3.48%/5 a,2.79%/5 a,3.52%/5 a,7.33%/5 a。

表 6 1990—2020 年哈巴河县平原区植被覆盖度 f_c 变化趋势

Table 6 The change trend of vegetation coverage f_c in the study area of Habahe County Plain from 1990 to 2020

年份	耕地	草地	湿地	灌木林地	有林地	荒漠植被
1990	39.43	25.61	26.39	7.16	50.01	5.35
2000	66.86	41.76	46.04	14.52	73.13	11.48
2010	62.13	35.65	42.01	16.65	64.13	11.92
2015	44.55	28.89	32.95	13.47	46.74	9.53
2020	52.93	30.59	31.96	12.35	43.81	7.56

3.3 植被耗水量及需水量确定

3.3.1 不同植被类型日耗水强度变化趋势 根据表 7 可以看出,不同植被耗水强度差异较为明显,整体表现为有林地、湿地、耕地耗水强度差异不明显;耕地>草地>灌木林地>荒草地,且多年保持一致;这与正常森林与农作物耗水强度的差异既有相同也有不同,表明哈巴河县天然植被有林地、湿地长势不局限于水分胁迫;天然植被草地、灌木林地长期以来受限于水分胁迫。

在 1990—2020 年各植被不同生长阶段耗水强度整体表现在发育期、生长中期和生长晚期减小,其中耕地和湿地减小趋势表现的最为明显,荒草地和灌木林地减小趋势不明显。说明耕地、湿地、耗水量减小的主要原因是覆盖面积和覆盖度的双向减小;荒草地和灌木林地耗水量减小的主要原因是覆盖面积单向减小导致。

3.3.2 绿洲植被耗水量时空演变趋势分析 确定各植被类型耗水量及占比可以在水资源调配中根据区域植被类型制定合理的植被保护和恢复目标,在 1990—2020 年植被耗水量呈减小趋势(表 8),且多年平均植被耗水量为 $1.10 \times 10^9 \text{ m}^3$,2020 年相比多年平均植被耗水量减小了 $2.03 \times 10^8 \text{ m}^3$,其中草地和湿地耗水量减小 $1.59 \times 10^8 \text{ m}^3$,占总耗水量减小的 78.33%,说明草地和湿地的耗水量减小是耗水总量减小的主要原因。

表 7 1990—2020 年哈巴河县平原区不同植被日耗水强度演变趋势

Table 7 Evolution trend of daily water consumption intensity of different vegetation in the plain area of Habahe County from 1990 to 2020

年份	植被覆盖类型	mm/d			
		生长初期	发育期	生长中期	生长晚期
1990	耕地	1.74	5.41	6.31	3.12
	草地	0.61	1.54	2.28	1.00
	湿地	2.07	3.92	5.24	2.17
	灌木林地	0.37	0.72	0.74	0.30
	有林地	1.17	4.68	6.85	3.62
	荒草地	0.20	0.31	0.38	0.18
2000	耕地	1.85	7.76	9.11	5.33
	草地	0.68	2.23	3.62	1.53
	湿地	2.08	5.46	8.17	3.36
	灌木林地	0.47	1.02	1.41	0.27
	有林地	1.36	6.16	9.12	3.93
	荒草地	0.23	0.35	0.42	0.20
2010	耕地	1.62	5.44	7.95	4.00
	草地	0.62	1.53	2.68	0.94
	湿地	1.91	3.85	6.23	2.09
	灌木林地	0.33	0.89	1.18	0.29
	有林地	1.25	3.90	6.27	2.34
	荒草地	0.20	0.27	0.36	0.15
2015	耕地	1.68	5.03	8.14	3.03
	草地	0.68	1.56	2.47	0.84
	湿地	2.10	3.90	5.60	1.81
	灌木林地	0.41	0.96	1.16	0.36
	有林地	1.39	4.23	6.38	2.15
	荒草地	0.23	0.29	0.36	0.14
2020	耕地	1.79	4.28	6.21	2.73
	草地	0.63	1.69	1.98	0.77
	湿地	2.06	4.10	4.34	1.44
	灌木林地	0.37	0.74	0.80	0.17
	有林地	1.21	5.45	6.22	2.05
	荒草地	0.20	0.30	0.34	0.11

通过植被耗水量空间分布及变化趋势(图 3a)可以看出,空间分布差异明显,高值主要集中在哈巴河主河道沿线及自然漫溢区、别河河道附近的有林地和连片耕地。由图 3b 知,植被耗水量减小区域占植被总面积的 27.43%,主要分布在零星的湿地,耕地、草地和林地。植被耗水量增加的区域占比为 7.41%,主要分布于新开垦耕地。

现阶段作物与天然植被的竞争性耗水,是造成植被耗水量时空变化的主要原因。绿洲区天然植被的形成、壮大及退缩的变化过程,实质上是在人为干扰下水量在生产与生态间分配失衡的结果。在从早期的大水漫灌逐渐过渡到滴灌的过程中,灌区规模也是

从小到大的变化,与之相反的则是天然植被的变化。最终将造成整个绿洲区水土流失加剧,荒漠化扩大,

灌区农业生产的不可持续等问题;因此应参考植被耗水量时空变化特征平衡农业与生态用水。

表 8 1990—2020 年哈巴河县平原区各土地利用类型年耗水变化趋势

Table 8 Annual water consumption change trend of land use types in the plain area of Habahe County from 1990 to 2020

年份	耕地	草地	湿地	灌木林地	有林地	荒草地	合计
1990	2.17	2.68	1.87	0.74	1.45	0.72	9.63
2000	3.83	3.17	2.63	1.32	1.85	1.06	14.55
2010	3.59	2.27	2.04	0.91	1.49	1.04	11.36
2015	3.94	2.00	1.88	0.83	1.46	0.95	11.06
2020	3.51	1.44	1.21	0.67	1.26	0.84	8.93
平均值	3.41	2.31	1.93	0.89	1.50	0.92	10.96

10^8 m^3

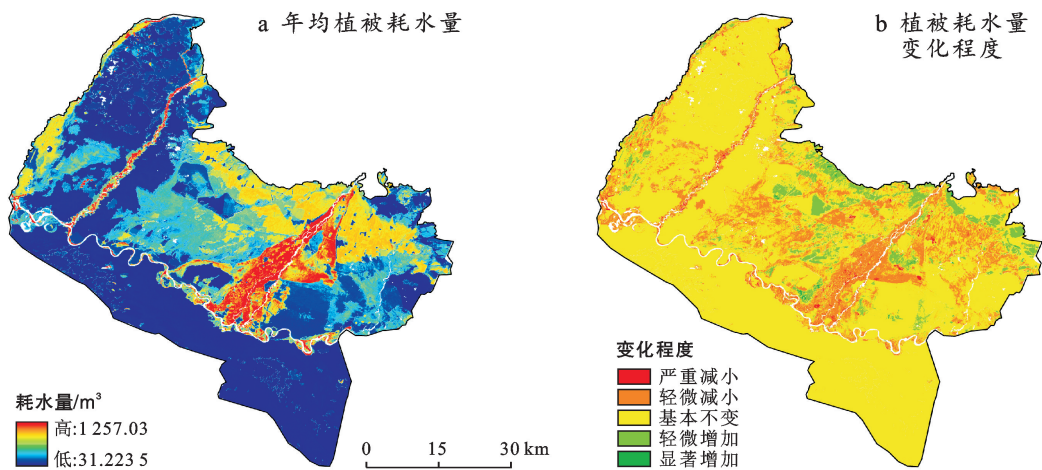


图 3 1990—2020 年哈巴河县平原区植被耗水空间分布及变化趋势

Fig. 3 Spatial distribution and change trend of vegetation water consumption in the plain area of Habahe County from 1990 to 2020

3.4 受损植被生态恢复需水量确定

3.4.1 基于植被耗水量确定其需水量 现阶段生态需水的概念还未得到统一,研究主体不明确,在实际应用中存在不同的理解^[25]。一般理解是,天然植被在生长或腾发不受限制的标准条件下天然植被的耗水量为生态植被需水量,而实际情况下由于供水不足、土壤限制条件等原因可能使天然植被正常生长受到一定的限制,天然植被实际腾发量即为生态植被耗水量^[22, 26-27]。考虑到传统意义上的生态植被需水量,是植被在理想条件下的生长模式,干旱区现实情况中由于受水资源、土壤含水率等限制条件很难在整个区域内实现。

因此本文在对区域长系列植被耗水量演变特征进行研究的基础上,遵循历史情景分析与自然景观再现的技术路线,通过对典型年植被耗水量的组合分析,得出受损植被在不同情景目标下生态恢复需水量。

3.4.2 生态恢复需水量 以 5 个典型年植被耗水量作为参考,分为维持现状年生态(2020 年)、恢复到

1990—2020 年 30 a 生态平均水平、达到 30 a 生态最佳水平(2000 年)3 个恢复目标。不同生态恢复目标下需水量(表 9)显示:维持现状生态需水量为 $4.62 \times 10^8 \text{ m}^3$,恢复到 30 a 生态平均水平生态需水量为 $6.65 \times 10^8 \text{ m}^3$,达到 30 a 生态最佳水平生态需水量为 $9.55 \times 10^8 \text{ m}^3$ 。

表 9 不同恢复目标下研究区生态需水量

Table 9 Ecological water demand of the study area under different restoration targets

生态恢复目标	需水量
维持现状(2020 年)	4.62
恢复到 30 a 间生态平均水平	6.65
达到 30 a 间生态最佳水平(2000 年)	9.55

10^8 m^3

4 讨论与结论

4.1 讨论

人类活动与自然环境恶化是区域生态退化的主

要因素^[1]。在人类活动的绿洲范围内,自然因素无法控制,因此,应降低人为干扰,有目的地调控水资源的时空分配,以形成适宜人类生存的绿洲环境。对于绿洲受损植被的恢复,存在着是恢复原状还是在现有灌区安全的前提下进行有目的的恢复。生态环境的保护是当前重要的一项国策,但对于水资源有限的干旱区来说,灌区的安全也是同样需要优先予以保证的。因此在进行绿洲修复的过程中,应参照以下几个原则进行。

4.1.1 受损生态恢复的策略

(1) 灌区水土安全原则。灌区安全与人类生存和社会经济息息相关,因此在生态恢复过程中,应优先保障灌区安全,其次才是生态。哈巴河县平原区地理位置特殊,长年受到风蚀侵扰,别河流域这一绿色廊道又恰好起到了阻挡风蚀进一步向东蔓延的作用。因此以别河为中心流域生态的恢复即可实现河流自身的健康,同时也为灌区安全提供了重要的保护。

(2) 绿洲适宜规模原则。由于水资源总量有限的制约,在生态恢复过程中,须平衡农业与生态用水间的制约与竞争关系,不是一味地追求生态面积的扩大,而是应尽可能地避免水量的无效耗散,通过维持适宜的绿洲规模以达到植被多样性与特有物种栖息地的保护。

(3) 生态恢复工程投入小。根据生态退化现状与原因,结合当地实际情况,利用现有渠系,制定水系连通等工程,以较小的工程投入达到生态恢复的作用,以尽量避免工程对自然环境的干扰和破坏。

4.1.2 策略的应用与分析 根据哈巴河县平原区地形地貌、现有渠系和水土流失的特征,结合上述提出的生态恢复策略,制定以下针对该研究区水系连通及水利工程(图4)。通过从山口水库调水至加纳尔什水库以维持别河绿色走廊的稳定性,通过将萨尔布拉克干渠、吐鲁库勒干渠现有渠系延伸至别河和将跃进大渠现有渠系延伸至核心区,以满足自然沟绿色带和科克托海湿地核心区稳定。最终形成以别河河谷为中心、3条自然水系为依托、科克托海湿地核心区和自然沟绿色带为外围的生态保护圈,以减轻绿洲外围风蚀的强度,防止灌区内土壤退化或沙化,维持绿洲核心区水土环境的安全。针对哈巴河县河流水系的分布现状,依据受损生态恢复的策略,提出了河系连通、渠系互通、恢复植被、稳定灌区的具体措施,是将“绿水青山”转变为“金山银山”的一次路径探索。当前,干旱区内的大部分灌区均面临着水土资源在时空重新配置的要求,本文提出的方法与策略将对上述受损绿洲的恢复具有一定的借鉴意义。

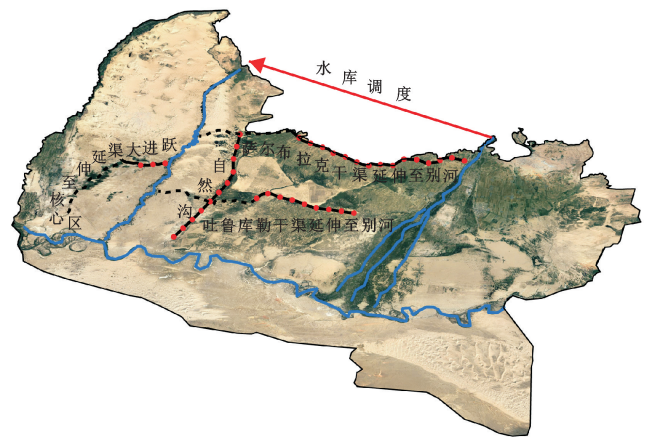


图4 哈巴河县平原区水系连通性示意图

Fig.4 Schematic diagram of water system connectivity in plain area of Habahe County

4.2 结论

(1) 本文通过对典型年植被耗水量的组合分析,得出了研究区不同情景下受损植被恢复所需的水量,以尽可能少的工作量达到了较好的评价成果。通过对耗水量与需水量内涵的探讨,得出了将两种水量间转化的可行性,此方法既是对现有需水量计算方法的补充与完善,也将对于干旱区内受损生态的恢复具有重要的参考价值。

(2) 1990—2020年哈巴河县平原区天然植被面积由1990年的1 912.75 km²(占哈巴河县平原区48.76%)减小至2020年1 392.17 km²(35.49%),有林地和湿地覆盖度分别减小了0.12,0.04,生态景观持续破碎化,多样性和均匀性持续减小。

(3) 哈巴河县平原区天然植被多年平均耗水量 $7.55 \times 10^8 \text{ m}^3$,其中草地耗水量为 $2.31 \times 10^8 \text{ m}^3$,湿地为 $1.93 \times 10^8 \text{ m}^3$,有林地 $1.50 \times 10^8 \text{ m}^3$,灌木林地 $8.90 \times 10^7 \text{ m}^3$,荒草地 $9.20 \times 10^7 \text{ m}^3$;受限于现有渠系及水利工程制约,植被耗水量主要集中于哈巴河流域,天然植被生态恢复有必要根据耗水的时空分布进行相应的改进。

(4) 在生态恢复过程中,为平衡水资源在灌区与天然植被间的比例失衡,本文提出了灌区水土安全、绿洲适宜规模和生态恢复工程投入小等原则,并根据哈巴河县平原区地形地貌、现有渠系和水土流失的特征,制定了河系连通、渠系互通、恢复植被、稳定灌区的具体措施。

[参 考 文 献]

- [1] 祁林卫.浅谈新疆哈巴河县生态环境综合治理[J].西北水资源与水工程,2003,14(2):60-62.
- [2] 王宏昌.中国西部气候—生态演替:历史与展望[M]:北京:经济管理出版社,2001.

- [3] 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.
- [4] 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.
- [5] 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.
- [6] 郭巧玲,冯起,杨云松,等.黑河大墩门至狼心山段生态需水量估算[J].干旱区研究,2007,24(5):584-589.
- [7] 李强坤,李怀恩,张会敏,等.基于生态需水配置的额济纳绿洲恢复方案[J].干旱区研究,2008,25(4):457-463.
- [8] 满苏尔·沙比提,玉素浦江·买买提,胡江玲.新疆渭干河—库车河三角洲绿洲生态需水研究[J].干旱区研究,2008,25(3):325-330.
- [9] 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.
- [10] 亢丹,田美荣,高吉喜,等.基于 SEBAL 模型的赤峰市植被修复下林草蒸散耗水特征[J].环境科学研究,2021,34(2):399-408.
- [11] 范亚云,郭玉川,卢刚,等.艾比湖流域植被生态需水量[J].中国沙漠,2018,38(4):865-871.
- [12] 王力涛,高伟,庄春晓.基于 Penman-Monteith Leuning 模型的遥感蒸散发估算:以四川省马尔康县为例[J].测绘与空间地理信息,2021,44(2):137-140.
- [13] Falge E, Baldocchi D, Olson R, et al. Gap filling strategies for defensible annual sums of net ecosystem exchange [J]. Agricultural and Forest Meteorology, 2001,107(1):43-69.
- [14] Chi Dengkai, Wang Hong, Li Xiaobing, et al. Estimation of the ecological water requirement for natural vegetation in the Ergune River Basin in Northeastern China from 2001 to 2014 [J]. Ecological Indicators, 2018,92:141-150.
- [15] 刘娇.基于 3S 技术的黑河流域植被生态需水量研究[D].陕西 杨凌:西北农林科技大学,2014.
- [16] 张娟.基于 RS-GIS 的关中—天水区多尺度植被—土壤复合系统的生态需水测评[D].陕西 西安:长安大学,2018.
- [17] Wang Lixia, Zhang Juan, Liu Zhao, et al. Ecological water requirement of plant-soil systems along the Silk Road Economic Belt: A case study of the Guanzhong-Tianshui region, China [J]. Geological Journal, 2017, 53(3):293-300.
- [18] 王改玲,王青杵,石生新.山西省永定河流域林草植被生态需水研究[J].自然资源学报,2013,28(10):1743-1753.
- [19] 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.
- [20] 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.
- [21] 谢蕾,龙爱华,邓铭江,等.伊犁河下游三角洲生态耗水研究[J].冰川冻土,2011,33(6):1330-1340.
- [22] Allen R G, Pereira L S, Raes D, et al. FAO irrigation and drainage paper 56 [J]. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 1998,56(97):e156.
- [23] 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.
- [24] 孟健,刘天琦,周寒,等.榆林市植被覆盖度动态变化监测[J].北京测绘,2021,35(11):1400-1404.
- [25] 张丽,李丽娟,梁丽乔,等.流域生态需水的理论及计算研究进展[J].农业工程学报,2008,24(7):307-312.
- [26] 张爱民,郝天鹏,周和平,等.新疆白杨河流域特征及生态植被需水分析[J].生态学报,2021,41(5):1921-1930.
- [27] 储蓓,尚松浩.河谷林草需水量与耗水量计算方法及其应用[C]//变化环境下的水资源响应与可持续利用,中国水利学会水资源专业委员会 2009 学术年会论文集.辽宁 大连,2009:487-492.