

干旱区灌溉绿洲地下水生态水位动态阈值 确定方法及应用

董义阳¹, 翟家齐², 赵 勇², 梁犁丽¹, 刘 宽^{2,3}, 杨 恒¹, 吕振豫¹

(1. 中国长江三峡集团有限公司科学技术研究院; 2. 中国水利水电科学研究院流域水循环与水安全全国重点实验室;
3. 天津大学水利工程仿真与安全国家重点实验室)

摘要:针对地下水生态水位阈值较少考虑时空动态性的不足,提出了地下水生态水位动态阈值原理、概念与确定方法,并将其应用于宁夏引黄灌溉绿洲;通过毛管水上升高度理论计算、野外试验观测分析、植被调查及湖泊水量平衡分析等手段,分别确定了研究区盐渍化、植被、湖泊生态水位,进而得出不同时段地下水生态水位动态阈值。实例应用结果表明:宁夏引黄灌溉绿洲盐渍化、植被、湖泊地下水生态水位分别为 1.5~1.8、2.5~3.5、2.7~3.5 m;地下水生态水位阈值呈现时空动态性,1—3 月、10—12 月地下水生态水位动态阈值由盐渍化和湖泊地下水生态水位组成,上限值为 1.5~1.8 m,下限值在 2.7~3.5 m;4—9 月由盐渍化、植被和湖泊地下水生态水位组成,上限值为 1.5~1.8 m,下限值在 2.5~3.5 m;1—3 月、10—12 月最安全的地下水生态水位动态阈值为 1.8~2.7 m,4—9 月为 1.8~2.5 m。

关键词:地下水生态水位;动态阈值;干旱区;宁夏引黄灌溉绿洲

Determination method and application of dynamic thresholds for groundwater ecological level in irrigated oases of arid regions//Dong Yiyang¹, Zhai Jiaqi², Zhao Yong², Liang Lili¹, Liu Kuan^{2,3}, Yang Heng¹, Lyu Zhenyu¹ (1. Science and Technology Research Institute, China Three Gorges Corporation; 2. State Key Laboratory of Water Cycle and Water Security, China Institute of Water Resources and Hydropower Research; 3. State Key Laboratory of Hydraulic Engineering Simulation and Safety, Tianjin University)

Abstract: To address the limitation that the spatiotemporal dynamics are rarely considered in the determination of thresholds for groundwater ecological level, this study proposes the principles, concepts, and determination methods for dynamic thresholds for groundwater ecological level, and applies them to the Ningxia Yellow River Diversion Irrigation Oasis. By means of theoretical calculation of capillary water rise height, field experiment observation and analysis, vegetation survey, and lake water balance analysis, the groundwater ecological levels corresponding to salinization, vegetation, and lakes were determined respectively, and then the dynamic thresholds for groundwater ecological levels in different periods were obtained. The results show that: the groundwater ecological level thresholds corresponding to salinization control, vegetation growth, and lake ecological maintenance in the Ningxia Yellow River Diversion Irrigation Oasis are 1.5~1.8, 2.5~3.5, and 2.7~3.5 m, respectively; dynamic thresholds for groundwater ecological level exhibit obvious spatiotemporal dynamics. Specifically, the dynamic thresholds for groundwater ecological level from January to March and from October to December are composed of the thresholds for salinization control and lake ecological maintenance, with the upper limit of 1.5~1.8 m and the lower limit of 2.7~3.5 m; the thresholds from April to September consist of those for salinization control, vegetation growth, and lake ecological maintenance, with the upper limit of 1.5~1.8 m and the lower limit of 2.5~3.5 m. The optimal and safest ranges of dynamic thresholds for groundwater ecological level are 1.8~2.7 m for the periods of January to March and October to December, and 1.8~2.5 m for the period of April to September.

Key words: groundwater ecological level; dynamic thresholds; arid regions; the Ningxia Yellow River Diversion Irrigation Oasis

基金项目:国家自然科学基金项目(52025093, 51979284); 中国工程院咨询项目(2024-XBZD-11); 内蒙古自治区水利科技项目(NSK202406)

作者简介:董义阳(1990—),男,高级工程师,博士,主要从事水文水资源与能源气象预报预测研究。E-mail: dongyiyang14@mails.ucas.ac.cn
通信作者:翟家齐(1984—),男,正高级工程师,博士,主要从事水循环模拟与水资源高效利用研究。E-mail: jiaqizhai@163.com

干旱区绿洲是典型的地下水依赖型生态系统^[1-2],地下水位变化影响着地下水与植被、土壤盐分、湖泊之间的动态平衡关系。维持合理的地下水位对有效控制盐渍化,保障植被与湖泊生态系统的健康稳定至关重要^[3-8]。

合理的地下水位通常被称为地下水生态水位,一般是指既能满足乔木、灌木和草本等各类陆生植物生长发育对地下水的吸收利用需求、维持稳定的湖泊水面面积,又能避免土壤盐渍化的地下水位动态区间^[3]。灌溉绿洲地下水生态水位主要包括盐渍化、植被、湖泊地下水生态水位等3种,区域阈值是由其中的1种、2种或3种构成的静态阈值^[3,9-10]。目前,针对单一类型地下水生态水位的确定方法(如生态调查统计与分析、模型计算分析和遥感统计分析等^[11-15])已有大量研究,技术相对成熟。

对于干旱区地下水依赖型生态系统,不同生态类型对地下水水位的需求在时间上存在显著差异^[5,16]。例如,在区域盐渍化控制方面,要求全年地下水位保持在特定阈值以下,尤其在植被生长季前期,若水位过高易引发土壤盐渍化,进而影响植被与作物的正常生长发育;对于满足植被生长发育的需求方面,则要求在植被生长季地下水位高于一定范围,而非生长季的要求较低;在保障湖泊生态方面,需全年将地下水位控制在合理区间,尤其是非灌溉季节,若水位过低会减少对湖泊的补给水量,甚至导致湖泊萎缩或干涸。可见,不同生态类型对地下水水位的需求在时间上呈现动态变化特征。然而,现有研究多聚焦于地下水生态水位静态阈值的确定,较少考虑其随时间变化的动态特性。此外,由于区域土壤属性、植被类型、湖泊分布等因素在空间上存在显著差异,同一区域内不同生态类型或不同区域内同一生态类型的生态水位也表现出明显的空间异质性^[3,9-10]。显然,受气候、季节变化及人类活动等因素的影响,灌溉绿洲的地下水生态水位并非固定不变,而是随时间和空间呈现动态变化的特征。现有研究未充分考虑该时空动态性,或对其进行了简化处理。例如,部分研究仅关注某一区域单一、2种或3种静态的地下水生态水位^[3,17],或仅针对同一区域不同类型地下水生态水位的上下限阈值进行分析^[10],对地下水生态水位时空动态性的认识仍存在不足。

面向“山水林田湖草沙一体化保护和系统治理”“黄河流域生态保护和高质量发展”等时代需求,精准调控地下水位以保障绿洲生态健康并实现水资源的高效利用,是绿洲高质量发展的必然要求^[18-21]。合理的地下水位约束阈值是实施精准调控的先决条件,既是生态水文学领域亟待攻克的核心

难题,也是干旱区绿洲高质量发展必须解决的现实问题。目前,在地下水调控实践中对约束阈值时空动态性的考虑尚有不足,导致调控精度受限,且缺乏系统的确定方法。因此,迫切需要从地下水生态水位动态阈值的产生原理、概念界定以及确定方法等方面展开深入细致的研究。

本文基于地下水与绿洲生态系统相互作用关系,解析地下水生态水位阈值动态特征,提出地下水生态水位动态阈值概念及其确定方法,并应用于宁夏引黄灌溉绿洲,以期为干旱区生态灌区的节水临界阈值和地下水资源可持续管理提供理论支撑。

1 地下水位与绿洲生态系统相互作用关系

干旱区绿洲地下水位 h (本文以地下水埋深表示)变化会引起绿洲不同的生态效应^[22-24],是影响植被演变、土壤盐渍化、湖泊存亡的关键因素之一。从绿洲生态功能出发,其关键地下水位包括:①盐渍化控制地下水位 H_s 。在 H_s 范围内,一方面,地下水在毛管力驱动下向上运动形成土壤水,若土壤含水量适宜,则植被长势旺盛,可以防止沙漠化;另一方面,则会造成土壤盐分含量过高,抑制植被生长,且地下水无效蒸发过多,有效利用效率偏低。若 $h > H_s$,盐分几乎不会在地表聚积,土壤盐渍化程度显著减轻。②潜水蒸发极限地下水位 H_e 。在 H_e 范围内,可有效吸收利用土壤水,且该水分条件基本能满足乔、灌木等各类植物的需水要求,越接近 H_e ,潜水的无效蒸发越少,既不会产生土壤盐渍化,也不会导致土地沙漠化。③生态极限地下水位 H_p 。在 H_p 范围下,潜水蒸发几乎完全消失,土壤无法获得地下水的有效补给,含水量处于极低水平。根系分布较浅的灌木与草本植被难以吸收利用土壤水而出现退化现象;根系分布较深的乔木与灌木植被虽能直接吸收地下水维持存活,但生长发育受到明显抑制,面临植被退化风险。

不同地下水位条件下,土壤水分运移、转化规律及生态水文效应存在显著差异:① $h \leq H_s$,土壤含水量处于较高水平,潜水蒸发量大,易形成土地盐渍化;灌溉或降水时易形成地表产流(排水)。该环境适宜具有耐盐功能的湿生草甸、灌木及半灌木等非地带性植被的生长发育(图1(a))。② $H_s < h \leq H_e$,土壤包气带储水量增加,而含水率呈降低趋势;潜水蒸发减弱,土地盐渍化程度有所缓解;地表产流(排水)减少;天然植被仍以草甸、灌木及半灌木群落等非地带性植被为主(图1(b))。③ $H_e < h \leq H_p$,土壤含水量进一步降低;潜水蒸发量减小至极小水平,土地盐碱化显著减轻,局部区域甚至因潜水蒸发量消

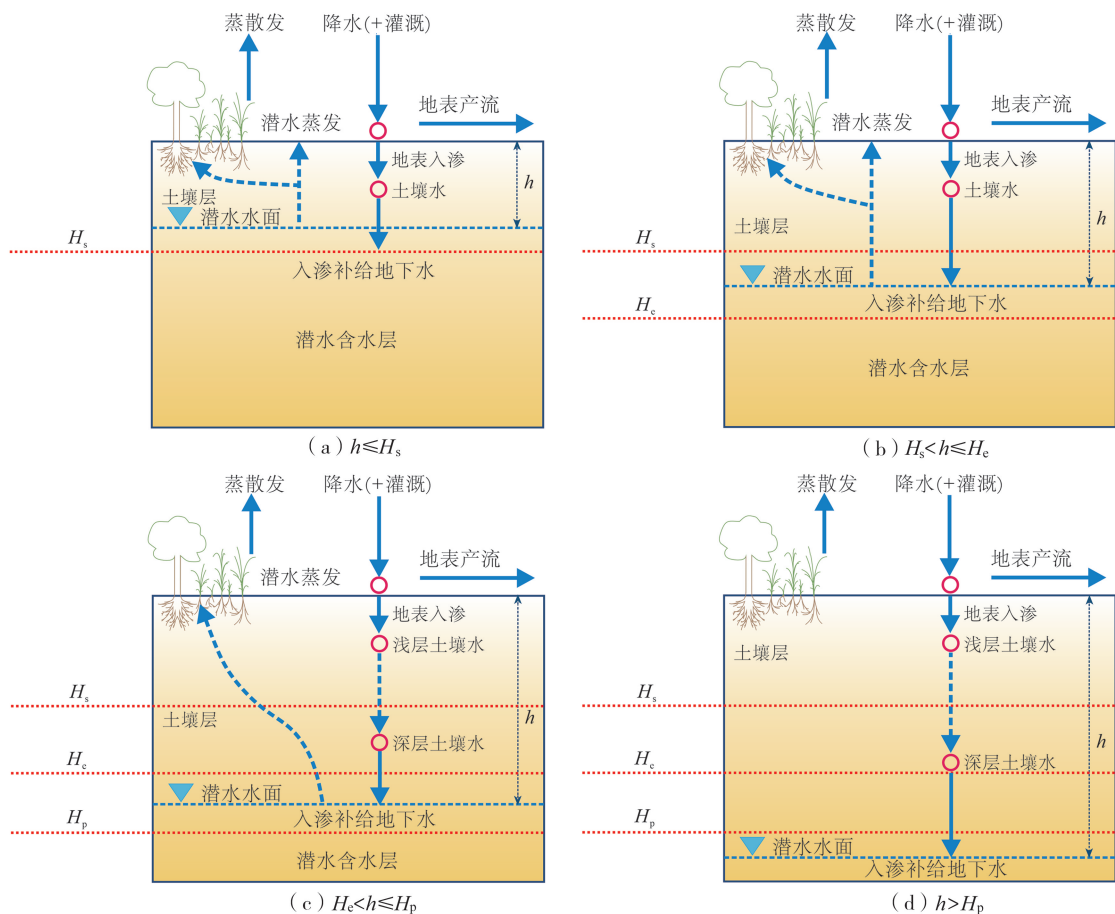


图 1 灌溉绿洲不同地下水位的水文生态效应

Fig. 1 Hydrological and ecological effects of different groundwater level in irrigated oases

失而彻底消除盐渍化问题;地表产流(排水)趋于稳定或有所减少;植被群落类型呈现由非地带性向地带性过渡的特征,湿生草甸占比下降,灌木群落出现退化,地带性植被群落占比逐步提升(图 1(c))。④ $h > H_p$,地表产流(排水)趋于稳定或有所减少,地下水对地表水的补给量大幅削减,甚至逆转为由地表水补给地下水,导致河道径流量显著减少,依赖地下水补给的绿洲湖泊出现萎缩乃至消亡,可能引发不可逆的生态问题;绿洲天然植被以地带性植被类型为主,灌木及半灌木群落退化显著,人工植被的灌溉需水量大幅增加(图 1(d))。

2 地下水生态水位动态阈值概念

地下水位与绿洲生态系统的健康稳定关系密切,是反映区域生态系统稳定的综合指标。关键的地下水生态水位包括:

a. 盐渍化地下水生态水位。地下水在毛管力驱动下向上运动形成土壤水,随后通过蒸发被消耗,该过程即为潜水蒸发。同时,强烈蒸发会促使大量盐分随潜水蒸发迁移至土壤表层并累积,当积累的盐分达到一定限度,便会引发土壤盐渍化^[25]。由土壤盐渍化定义可知,在土壤介质条件固定的情况下,

地下水借助毛细管作用力将盐分带至地表形成盐渍化,毛管水上升高度是土壤盐渍化形成的关键,也是确定盐渍化地下水生态水位的核心。本文将毛管水最大上升高度 $H_{\max}$ 定义为盐渍化地下水生态水位。

b. 植被地下水生态水位。地下水补给是干旱区绿洲植被形成的重要因素。当地下水位处于合理区间时,地下水可通过毛管上升水流抵达植被根系层供植被吸收利用,或直接被植被根系吸收,这两种情形下地下水均能满足乔、灌、草等各类植物生长发育需求,不会引发沙漠化。植被根系通过吸收由毛管力作用产生的毛管水上升层的地下水,是地下水补给植被的临界条件^[15],满足该条件的地下水位即为植被地下水生态水位 H_0 。因此,植被地下水生态水位等于植被根系层厚度 H_r 与 $H_{\max}$ 之和。

c. 湖泊地下水生态水位。灌溉绿洲多分布于平原区,降水稀少、蒸发强烈、入渗较大、地表产流较少,绿洲湖泊一般以地下水补给为主。湖泊的水面面积与地下水位紧密联系,不同的地下水位对应不同的湖泊水面面积^[26-27],因此,维持湖泊水面面积处于一定范围对应的地下水位,即为湖泊地下水生态水位。

d. 地下水生态水位动态阈值。不同生态类型

对地下水水位的需求存在时间差异,使得区域生态水位在时间上呈现动态性特征;同时,不同区域的同一生态类型,或同一区域不同生态类型,对地下水水位的需求存在差异,进一步导致区域生态水位在空间上具有异质性的特征。因此,地下水生态水位动态阈值是由区域盐渍化、植被与湖泊地下水生态水位共同构成,且在时空尺度上呈动态变化的水位集合。

3 地下水生态水位动态阈值确定方法

3.1 盐渍化地下水生态水位

3.1.1 毛管水最大上升高度理论计算方法

地下水在毛管作用力下沿着土壤空隙向上会有一个上升过程,该过程与土壤介质以及土壤水的温度密切相关,不同的土壤孔径对应的 $H_{\max}$ 存在差异,土壤水温度不同也会影响 $H_{\max}$ 。当地下水位较小时,毛管力作用可使地下水与地表接触,将盐分带至地表累积;当地下水位较大时,地下水无法与地表接触,盐分难以在毛管力作用下析出于地表(图 2(a))。在土壤条件确定的情况下, $H_{\max}$ 取决于液体表面张力,计算盐渍化地下水生态水位时,需考虑最安全的情况,即最大表面张力条件下(对应最低温度)的 $H_{\max}^{[15]}$ 。盐渍化地下水生态水位计算的关键是确定 $H_{\max}$ 。根据已知土壤孔隙度 n 、有效粒径 d ,再选取合适的土壤结构参数,即可计算 $H_{\max}$,该值可作为盐渍化地下水生态水位的理论值:

$$H_{\max} = 2\gamma/\rho gL \tag{1}$$

其中

$$L = \psi(n)d$$

$$\psi(n) = 1.6(n - 39.5\%) + 0.0774$$

式中: γ 为液体表面张力,可通过查表获得; ρ 为水的密度; g 为重力加速度; L 为毛细管当量孔径; $\psi(n)$ 为孔隙特征函数。土壤类型、容重和粒度等相关参数由野外试验取样分析和查阅文献综合确定。

3.1.2 试验观测分析方法

基于试验观测获取长时期土壤盐分和地下水水位

数据,分析二者间的关系,结合土壤盐分对植被和作物的影响,确定土壤盐渍化防控目标下地下水生态水位。在此基础上再对比分析毛管水最大上升高度计算方法与试验观测分析方法所得结果,最终确定盐渍化地下水生态水位。

3.2 植被地下水生态水位

基于土壤毛管水最大上升高度计算结果,结合野外植被调查、查阅文献的方法综合确定植被地下水生态水位:

$$H_D = H_{\max} + H_r \tag{2}$$

当 $h < H_D$ 时,植被可吸收利用地下水(图 2(b))。

当气候和土壤一定时, H_r 一般是常数,可根据野外实地调查和查阅相关文献获得。

3.3 湖泊地下水生态水位

干旱区灌溉绿洲湖泊水源的补给包括降水、可能的地表径流(周边山洪来水、引水渠道人工生态补水及绿洲灌溉退水等)与地下水补给,主要排泄途径包括蒸散发、可能的地表径流排泄及工农业取用水。通过定量评价地下水与湖泊的补排关系,或直接测量二者的补排量以确定湖泊地下水生态水位的方法,不仅耗时费力,且易产生误差。因此,本文基于水量平衡原理及几何学知识,定性解析地下水位与湖泊面积的关系,继而确定湖泊与地下水补排的关键特征值,最终确定湖泊地下水生态水位。鉴于绿洲湖泊多属于平原封闭型湖泊,四周地势平坦,无地表径流汇入与流出,人工取用水量较少,补给以地下水为主,排泄则以蒸发和渗漏为主要形式。根据湖泊水位与地下水位的关系,将地下水-湖泊补排系统分为 3 种类型(图 3):①当 $h > H_1$ 时,地下水补给湖泊, H_1 为湖泊水位;②当 $H_2 < h \leq H_1$ 时,湖泊能接受地下水补给,但其接受补给量的多少与地下水位的高低有关, H_2 为湖底高程;③当 $h \leq H_2$ 时,湖泊无法接受地下水补给,且其接受补给量的多少与地下水位的高低无关。

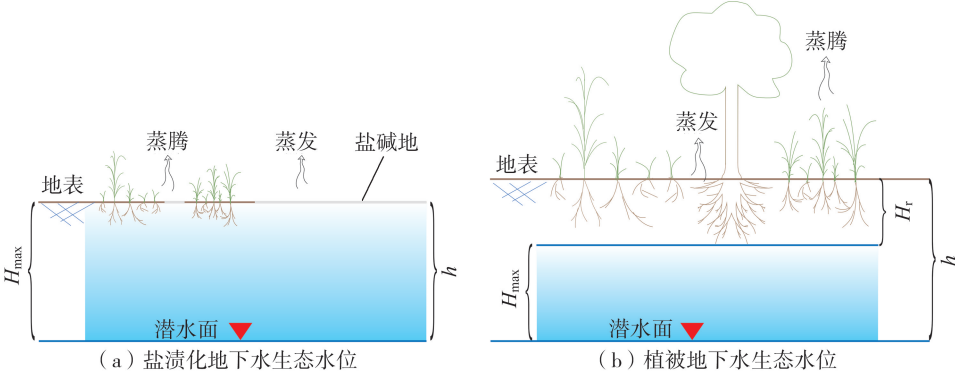


图 2 盐渍化、植被地下水生态水位示意图

Fig. 2 Schematic diagram of salinization and vegetation groundwater ecological level

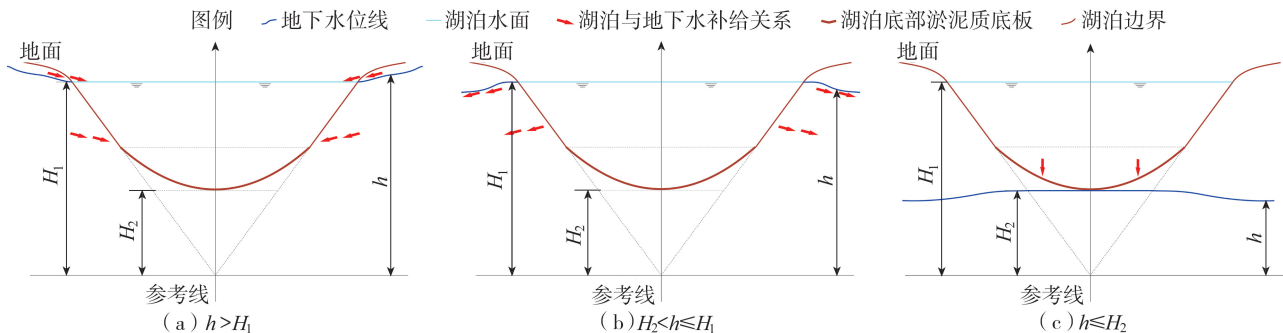


图3 地下水-湖泊补排关系概念示意图

Fig. 3 Conceptual schematic diagram of groundwater-lake recharge discharge relationship

绿洲地下水通常与灌溉呈正相关关系,灌溉期地下水位较高,非灌溉期较低,尤其是灌溉季前期地下水位通常为年内最低,若此时湖泊仍能接受地下水补给,则湖泊全年可维持一定水面面积,不会干涸。因此,将非灌溉期地下水位最低时仍能补给湖泊的地下水位定为临界条件,当 $h \leq H_L$ (H_L 为湖泊平均深度)时,湖泊可持续接受地下水补给,因此地下水生态水位小于或等于湖泊平均深度,其中关键参数湖泊平均深度可通过实地调查获得。

3.4 地下水生态水位动态阈值

地下水生态水位阈值具有时间动态性和空间异质性特征。在时间尺度上,盐渍化地下水生态水位要求全年控制在生态水位范围内,尤其在植被生长季,其余时段要求相对宽松;植被地下水生态水位要求在4—9月生长季严格控制在生态水位内,其他时间段则不要求;湖泊地下水生态水位则需要全年都维持在一定的范围之内。非灌溉季,地下水生态水位阈值由盐渍化与湖泊地下水生态水位构成;灌溉季则可能由盐渍化、植被及湖泊地下水生态水位组成。在空间尺度上,区域内不同地点的盐渍化地下水生态水位存在差异;同时,区域林草等植被的根系特征在区域内的差异亦较为明显,导致同一区域植被对地下水生态水位的需求呈现空间异质性;湖泊分布及其性质的不同,进一步加剧了湖泊地下水生态水位的空间复杂性。这些空间上的差异,最终导致地下水生态水位阈值呈现空间动态变化。地下水生态水位动态阈值示意图见图4(图中箭头向下表示小于或等于,箭头向上表示大于或等于;时期1为宁夏引黄灌溉绿洲2008年年内地下水位变化,时期2为2008—2012年平均年内地下水位变化,时期3为2013—2017年平均年内地下水位变化,时期4为2017年年内地下水位变化)。

4 应用实例

4.1 研究区概况与数据来源

宁夏引黄灌溉绿洲位于我国西北干旱区、黄河

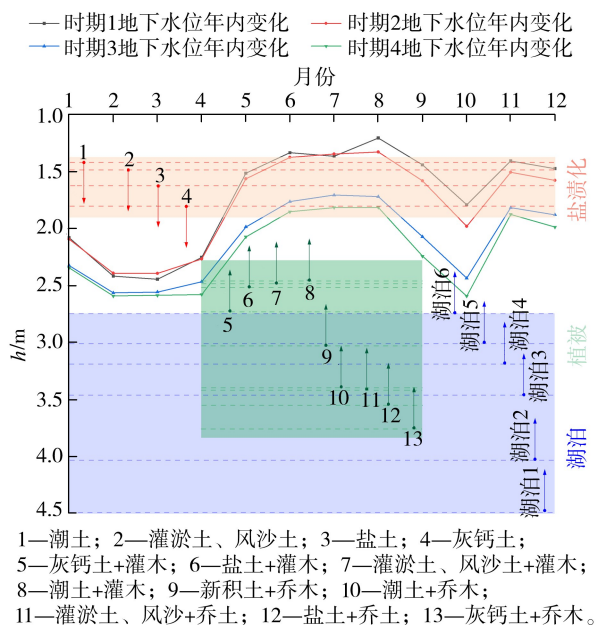


图4 地下水生态水位动态阈值示意图

Fig. 4 Schematic diagram of dynamic threshold for groundwater ecological level

上游下段,介于黄河下河沿和石嘴山水文站之间,是我国西部重要的生态屏障,在国家生态安全战略格局中地位突出;跨黄土高原和内蒙古高原,地势南高北低、西高东低,且较平缓,海拔1054~1404 m,整体呈J形(见图5);总面积为10712 km²,地貌类型多样,涵盖平原、台地、山地、黄土丘陵、沙地等,以平原为主。受地理环境因素与人类活动影响,土壤类型主要为灌淤土、灰钙土、风沙土、盐土、新积土和潮土等。植被包括天然植被和人工植被两大类,其中天然植被主要以灌丛、草甸为主,代表性物种有怪柳、白刺、旱生芦苇、狗尾草、沼生芦苇等;人工植被以人工林地为主,主要包括新疆杨、河北杨等杨树品种及柳树、沙枣等。

宁夏引黄灌溉绿洲属于中温带大陆性气候,干旱少雨、蒸发强烈、日照充足,且气象灾害频发,灌溉是农业发展与生态稳定的主要支撑;多年平均降水量为189 mm,年内降水分布差异显著,年降水总量

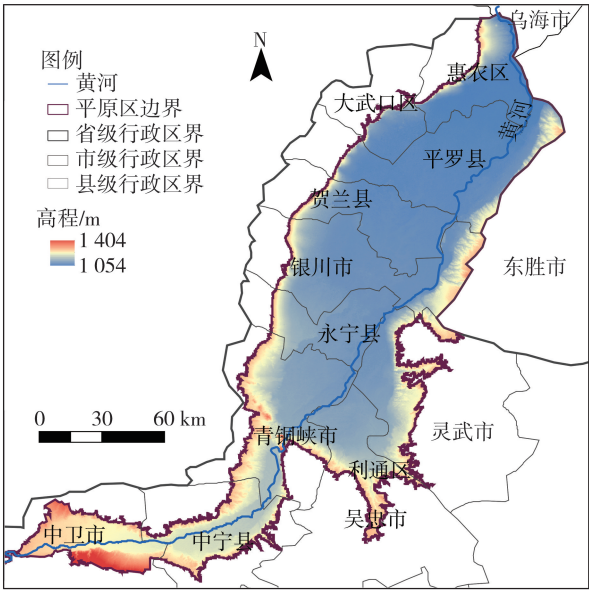


图5 宁夏引黄灌溉绿洲概况

Fig.5 Overview of the Ningxia Yellow River Diversion Irrigation Oasis

的 70% 集中在夏季; 多年平均蒸发皿蒸发量为 1 634 mm, 为降水量的 8 倍以上, 干旱程度突出。绿洲降水难以形成有效的水资源, 引黄灌溉是其生存与发展的核心。千百年来, 引黄灌溉已使绿洲逐步形成了独特的以渠沟为主的人工水网与河湖湿地生态系统。据《宁夏重点湖泊现状调查与分析》统计, 引黄灌溉绿洲内共包含沙湖、阅海和星海湖等 11 个重点湖泊湿地, 总面积约 60 km²。绿洲当地地表水资源量匮乏, 引黄水不仅是当地的主要水源, 也是地下

水的主要补给水源。近年来引黄水量的持续减少引起绿洲地下水位下降, 导致湖泊湿地无法得到水资源的有效补给, 需要通过生态补水维持一定的水面。

本文所需基础数据见表 1。

4.2 宁夏引黄灌溉绿洲地下水生态水位

4.2.1 盐渍化地下水生态水位

4.2.1.1 基于毛管水最大上升高度理论计算的地下水生态水位

2018 年 8 月在宁夏引黄灌溉绿洲开展野外调查取样, 挖掘 30 个 1 m 的土壤剖面, 每个剖面按 20 cm 间隔分为 5 层, 采用环刀取样, 测定土壤容重、颗粒组成等物理性质, 并结合测试数据, 得出宁夏引黄灌溉绿洲 0~100 cm 土层土壤物理性质。

通过试验、计算及查阅相关文献, 获取 d 、 n 、 γ 等参数。依据表 2 中 6 类土壤的粒度组成与质地信息, 参考马建林等^[28-29]汇总的不同土壤类型对应有效粒径数据, 确定土壤有效粒径经验值; 土壤孔隙度通过经验公式计算获得。宁夏引黄灌溉绿洲盐渍化危害主要发生在 3—4 月, 依据国家气象站的监测, 该时段土壤表层平均温度约为 10℃; 查阅不同温度下液体表面张力标准规范表, 确定对应水的液体表面张力为 0.074 N/m。将上述参数代入式(1), 计算得到 L 与 $H_{\max}$ 。研究区 $H_{\max}$ (即盐渍化地下水生态水位) 为 1.13~1.77 m, 结果见表 2。

4.2.1.2 基于试验观测分析的地下水生态水位

根据宁夏灌区耕地土壤盐渍化调查领导小组办公室

表 1 基础数据

Table 1 Basic data

数据名称	数据内容	数据信息	数据来源
空间数据	数字高程模型 (DEM)	90 m	美国国家航空航天局 (NASA)
	土地利用图	1 km×1 km, 2010/2015 年	中国科学院资源环境科学数据中心
	土壤分布、属性数据	1 km×1 km, 2000 年	中国科学院南京土壤所公布的全国土壤分布图、土壤数据库 (http://vdb3.soil.csdb.cn/) 数据
	湖泊分布		调查报告
	植被分布图	1 : 1 000 000	中国科学院资源环境科学数据中心
气象数据	降水、气温等	2008—2017 年, 逐日	中国气象局国家气象科学数据中心
地下水数据	地下水监测井分布及数据		宁夏水文部门

表 2 盐渍化地下水生态水位计算参数与结果

Table 2 Calculation parameters and results of groundwater ecological level of salinization

土壤类型	容重/ (g/cm ³)	颗粒组成/%			土壤质地	面积占比/%	d /mm	n /%	L /mm	$H_{\max}$ /mm
		黏粒 (0~0.002 mm)	粉粒 (0.002~0.02 mm)	砂粒 (0.02~2 mm)						
灌淤土	1.56	18.8	35.0	46.2	砂壤土	32	0.1	41	0.010 14	1.49
灰钙土	1.58	15.9	21.6	62.5	砂壤土	24	0.1	40	0.008 54	1.77
风沙土	1.57	6.0	4.5	89.5	砂土	14	0.1	41	0.010 14	1.49
盐土	1.38	11.7	40.1	48.2	壤土	8	0.045	48	0.009 60	1.57
新积土	1.50	3.6	4.3	92.1	砂土	8	0.1	43	0.013 34	1.13
潮土	1.34	10.4	21.9	67.7	砂壤土	7	0.045	49	0.010 32	1.46
其他						6				

公室编写的技术报告^[30],得到土壤盐碱地分级划分标准。基于春灌前期大量农田盐碱面积占比等实地调查试验数据的统计分析结果,依据表土全盐含量将耕地划分为5类,分别是非盐碱地(<0.1%),轻度(0.1%~<0.3%)、中度(0.3%~<0.6%)、重度盐碱地(0.6%~1.0%)和盐荒地(>1.0%)。基于大量实地调查与试验获取的土壤盐渍化与地下水位数据,建立两者的定量关系,见图6和表3。可见,当 $h>1.5\sim 1.8\text{ m}$ 时,耕地一般为非盐渍化或者轻盐渍化;当 $h>1.8\sim 2.4\text{ m}$ 时,耕地一般为非盐渍化,可满足作物生长要求,该地下水位即为盐渍化地下水生态水位。

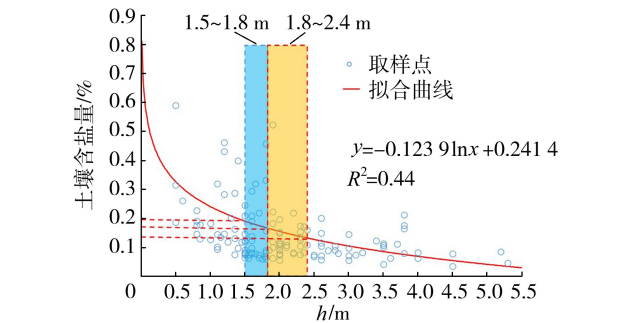


图6 宁夏引黄灌溉绿洲土壤含盐量与地下水位关系
Fig.6 Relationship between soil salt content and groundwater level in the Ningxia Yellow River Diversion Irrigation Oasis

表3 春灌前不同地下水位与土壤表层含盐量关系
Table 3 Relationship between groundwater level and soil surface salinity before spring irrigation

h/m	0~20 cm 表土含盐量盐渍化状况	
<1.0	含盐量约 0.5%, 盐斑处平均含盐量约 1%	一般属于重度盐渍化区域或盐荒地
	非盐斑处含盐量小于 0.35%	
>1.2 ~1.5	盐斑处平均含盐量 0.6% ~ 0.7%	
>1.5~1.8	非盐斑处含盐量小于 0.2%, 盐斑处含盐量 0.5%	一般属于中度盐渍化区域, 部分区域轻度盐渍化
>1.8~2.4	平均含盐量小于 0.15%	一般属于非盐渍化区域, 部分区域轻度盐渍化
>2.4~3.0	平均含盐量小于 0.12%	非盐渍化区域
>3.0	平均含盐量小于 0.1%	

对比分析基于毛管水上升高度理论计算的盐渍化地下水生态水位与基于试验观测分析结果,两者基本一致,表明基于毛管水上升高度理论计算的生态水位与实际试验观测结果相符,可靠性较高。该结果与 Chang 等^[31-34]研究结论基本一致。最终确定地下水生态水位阈值为 1.5~1.8 m;为最大程度控制盐渍化,综合考虑整个区域,确定盐渍化地下水临界水位为 1.8 m。

4.2.2 植被地下水生态水位

4.2.2.1 野外调查数据

于 2018 年 8 月、2019 年 7 月进行宁夏引黄灌溉

绿洲野外实地调查,调查对象主要涵盖灌丛、草甸、沼泽湿地和人工植被等。结合中国科学院资源环境科学数据中心发布的中国 1 : 1 000 000 植被类型图,发现,夏引黄灌溉绿洲天然植被以灌木、半灌木为优势类型,其中白刺、怪柳、芦苇分布广泛且面积占比较高;人工植被主要包括绿洲内的杨树、柳树、沙枣及农田作物,其余植被类型分布相对稀疏。

以灌木、半灌木和人工林地为主要研究对象,计算植被地下水生态水位。计算过程中需要确定土壤 $H_{\max}$ 与 H_r 值,不同土壤的 $H_{\max}$ 已在盐渍化地下水生态水位研究中予以确定。 H_r 值的确定主要基于野外调查数据,并参考陈世鑽等^[35]的研究结果。由于植被根系生长受到气候、土壤水分、土壤肥力等多种因素的影响,不同植被类型的 H_r 值存在差异,即使是同一植被类型,其 H_r 值也不尽相同^[29],因此 H_r 值的确定难度较大。基于野外植被调查与文献调研结果,确定灌木、半灌木的 H_r 值范围为 1.0~2.0 m,乔木为 2.0~4.0 m。

4.2.2.2 主要植被类型地下水生态水位

依据野外实地调查结果,在宁夏引黄灌溉绿洲内广泛分布的代表性植被主要包括怪柳灌丛、芦苇草甸、芦苇沼泽等灌木、半灌木以及杨树等乔木,因此在确定地下水生态水位时只考虑灌木和乔木两种植被类型。基于所获取的参数,计算得到主要的植被地下水生态水位(表4)。可见,灌木的地下水生态水位基本在 2.5~3.5 m,乔木的地下水生态水位基本在 3.5~5.5 m。该结论与金晓媚等^[36]的研究结果基本一致,即当 H_D 为 2~4 m 时适宜绿洲植被生长,可知基于 $H_{\max}$ 计算的 H_D 符合实际情况,具有较高可靠性,

表4 宁夏引黄灌溉绿洲主要植被地下水生态水位
Table 4 Groundwater ecological level of main vegetation in the Ningxia Yellow River Diversion Irrigation Oasis

土壤类型	$H_{\max}/\text{m}$	植被类型	H_D/m
灌淤土和风沙土	1.49	灌木	2.49~3.49
		乔木	3.49~5.49
灰钙土	1.77	灌木	2.77~3.77
		乔木	3.77~5.77
盐土	1.57	灌木	2.57~3.57
		乔木	3.57~5.57
新积土	1.13	灌木	2.13~3.13
		乔木	3.13~5.13
潮土	1.46	灌木	2.46~3.46
		乔木	3.46~5.46

乔木的地下水生态水位普遍高于灌木,考虑到需要保障绿洲多数植被的生态健康,因此以灌木对应的地下水生态水位为基准,可基本满足所有植被的生态需求。

4.2.3 湖泊地下水生态水位

宁夏引黄灌溉绿洲主要湖泊数据来源于第二次全国湿地资源调查的《宁夏回族自治区湿地资源调查报告》。基于调查数据,最终确定各湖泊的地下水生态水位如表 5 所示,临界值为 2.7 m。当 $h < 2.7\text{ m}$ 时,基本可保证湖泊水面全年稳定存在;当 $h > 2.7\text{ m}$ 时,大部分湖泊会出现季节性干涸现象。此外,湖泊周边普遍分布建群植被为芦苇、红柳等灌木,确定生态水位时需同时兼顾湖泊生态与植被生长需求。为最大限度保障区域生态健康,将二者的生态水位进行叠加,叠加后的生态水位最大值不宜超过灌木地下水生态水位的下限 3.5 m。

表 5 宁夏引黄灌溉绿洲主要湖泊地下水生态水位

Table 5 Groundwater ecological level of main lakes in the Ningxia Yellow River Diversion Irrigation Oasis

湖泊湿地名称	所在灌区	面积/km ²	湖泊深度/m	湖泊生态水位/m
沙湖	银北灌区	5.73	2.5~3.0	2.5~3.0
星海湖	银北灌区	2.87	2.5~3.0	2.5~3.0
黄沙古渡	银川灌区	1.51	2.2~2.7	2.2~2.7
阅海	银川灌区	2.13	2.2~2.7	2.2~2.7
鸣翠湖	银川灌区	1.00	2.0~2.5	2.0~2.5
吴忠黄河	河东灌区	3.60	3.2~3.7	3.2~3.7
青铜峡鸟岛	银南灌区	7.87	2.2~2.7	2.2~2.7
天河湾湿地	银北灌区	15.41	4.2~4.7	4.2~4.7
银川平原湿地	银川灌区	10.85	3.9~4.4	3.9~4.4
鹤泉湖湿地	银川灌区	0.44	2.2~2.7	2.2~2.7
卫宁平原湿地	卫宁灌区	8.25	6.0~6.5	6.0~6.5

4.2.4 地下水生态水位动态阈值

基于地下水生态水位动态阈值的概念,1—3 月、10—12 月的地下水生态水位动态阈值由盐渍化与湖泊地下水生态水位构成,上限值为 1.5~1.8 m,下限值为 2.7~3.5 m;4—9 月由盐渍化、植被与湖泊地下水生态水位共同组成,上限值为 1.5~1.8 m,下限值为 2.5~3.5 m。地下水生态水位动态阈值的上、下限均为区间范围,具有特定的生态内涵。例如,1—3 月、10—12 月地下水生态水位动态阈值下限为 2.7~3.5 m,当 h 越接近或低于 2.7 m 时,可基本保障大多数湖泊维持一定的水面面积;而随着 h 向 3.5 m 趋近,部分湖泊逐渐干涸且干涸湖泊数量呈增多趋势。4—9 月地下水生态水位动态阈值下限为 2.5~3.5 m,即当 h 越接近或低于 2.5 m 时,可基本保障大多数植被正常生长、湖泊维持一定的水面面积;而随着 h 趋近 3.5 m 时,灌木、草本植被仅部分存活且存活数量逐渐减少,同时部分湖泊干涸且干涸湖泊数量持续增多。

此外,受引水灌溉影响,宁夏引黄灌溉绿洲地下水位年内变化过程较为稳定,如 2008—2012 年、2013—2017 年的平均地下水位年内变化均呈现一

致的变化特征(表 6)。结合地下水位年内变化过程与生态水位动态阈值分析表明,3—4 月地下水位是影响盐渍化与湖泊生态的关键时期,4—5 月是影响植被生态的关键时期。进一步而言,若对绿洲地下水位进行调控,仅需将关键时期地下水位控制在生态水位阈值范围内,即可实现绿洲全年地下水位的动态调控。

表 6 平均地下水位年内变化

Table 6 Annual variation of groundwater level

月份	h/m		月份	h/m	
	2008—2012 年	2013—2017 年		2008—2012 年	2013—2017 年
1	2.09	2.32	7	1.34	1.70
2	2.39	2.56	8	1.33	1.72
3	2.39	2.56	9	1.58	2.07
4	2.27	2.47	10	1.98	2.44
5	1.56	1.98	11	1.50	1.82
6	1.37	1.76	12	1.58	1.88

5 讨论

地下水位变化与陆面生态需求之间存在显著差异,具体体现为:①时间动态性。一方面,地下水系统受到气象、水文、地质等多种自然因素的影响,本身具有随机性和变异性;同时,地下水开采、农业灌溉、城市化等人为活动都会对地下水位产生显著影响^[37-38],导致其呈现明显的时间动态性。这种动态变化对依赖地下水的生态系统产生了直接影响。另一方面,生态系统对地下水的需求同样具有时间动态性。例如,植物在生长季需要更多的地下水来维持其生理活动,而在非生长季则对地下水的需求相应降低。此外,生态系统的结构与功能也会随着地下水位的升降而发生变化。当地下水位下降或上升至一定程度时,可能引发植被退化、土壤盐渍化等生态问题。②空间异质性。地下水位在不同地区的分布并不均匀,受地质结构、地形地貌、土壤类型等多种因素的影响,呈现出明显的空间异质性^[39]。这种空间异质性导致不同地区的生态系统对地下水的需求存在差异。例如,在干旱区,地下水位较低,植被对地下水的依赖性较强,地下水位的微小变化都可能对生态系统产生显著影响。

地下水位变化与陆面生态需求的时间动态性和空间异质性,使得生态系统对地下水位的响应存在阈值。地下水生态水位阈值的动态变化是陆面生态需求在地下水位上的体现。在该阈值范围内,生态系统可维持相对稳定和健康的状态;一旦超出该范围,生态系统可能发生显著改变,甚至引发生态灾难。

宁夏引黄灌溉绿洲地下水位与灌溉活动呈极显著相关关系。当开始灌溉后,地下水位随即上升,作

物生长季后期灌溉量减少乃至停止,地下水位随之降低;10月底启动冬灌后地下水位再次上升,冬灌结束后地下水位随之降低,通常至翌年3月达到年内最低水位,4月灌溉重启后地下水位又随之上升,形成循环往复的变化规律。随着气温的回升,3月的土壤蒸发量显著增加,极易引发土壤盐渍化,不利于后续作物春播,因此3月是控制盐渍化的关键时期;同时,3月地下水达到年内最低,对湖泊而言,此时若将地下水位控制在生态水位阈值范围内,即可保障湖泊全年维持一定的水面面积。

生长季植被与作物对水分极为敏感,需维持适宜的地下水位才能保障植被和作物正常生长发育。而绿洲地下水位在5—9月持续上升,因此地下水位调控仅需选取5月作为关键月,将5月地下水位控制在生态水位阈值范围内,即可满足植被与作物整个生长季的地下水需求。综上,控制3月和5月地下水位在生态水位阈值范围内,其中3月需将水位控制在由盐渍化和湖泊地下水生态水位构成的阈值范围内,5月需控制在由盐渍化、植被及湖泊地下水生态水位构成的阈值范围内,从而实现地下水生态水位的动态调控。

此外,可结合特殊需求确定地下水生态水位动态阈值,以降低阈值不确定性对生态系统的影响。基于最安全原则及地下水位变化规律,确定地下水生态水位动态阈值为:1—3月、10—12月上旬限值1.8 m、下限值2.7 m;4—9月上旬限值1.8 m、下限值2.5 m;关键月3月和5月上旬限值均为1.8 m,下限值分别为2.7、2.5 m。

本文仅聚焦于与绿洲生态健康紧密相关的盐渍化、植被与湖泊地下水生态水位的研究。实际上,与灌溉绿洲生态健康相关的要素远不止于此,如城市地下构筑物安全、地下水采补平衡、排水沟排水顶托效应以及排水沟深度等均为需要考量的重要因素^[34,19]。对于非灌溉绿洲区域,其影响要素的确定应结合具体情况。例如,刘蓉等^[17]在研究海河平原区浅层地下水位的健康修复目标时,将健康地下水位细分为多个层级,同时提出地下水最大补给能力水位既属于下限健康水位,也属于上限健康水位。

地下水生态水位是由诸多要素的生态水位共同构成、可随时间和空间动态变化的复杂阈值体系,体现了生态系统与地下水位之间的多元化需求与响应,其确定过程是一个需要综合考虑多重因素的复杂过程。例如,干旱、半干旱地区在提高农业水分利用效率的同时,需重点关注受地下水位影响显著的盐渍化、地表水体和植被生态等要素^[16,26,40];而在城市地区,则需更加重视城市地下构筑物的安全^[40-41];在沿海地区,需要考虑海水入侵等^[41-42]问

题。这一过程中,需结合具体研究对象与目标,统筹兼顾水位、水量、水质、水盐及生态等多要素,确保确定的地下水生态水位既能满足生态环境需求,又符合社会经济发展要求。

6 结 论

基于对干旱区灌溉绿洲地下水生态水位时间动态性和空间异质性的认识,提出了包括盐渍化、植被和湖泊地下水生态水位动态阈值的概念及其确定方法,并应用于宁夏引黄灌溉绿洲。宁夏引黄灌溉绿洲1—3、10—12月地下水生态水位动态阈值由盐渍化和湖泊地下水生态水位组成,上限值为1.5~1.8 m,下限值为2.7~3.5 m;4—9月地下水生态水位动态阈值由盐渍化、植被和湖泊地下水生态水位组成,上限值为1.5~1.8 m,下限值为2.5~3.5 m。1—3月、10—12月最安全的地下水生态水位动态阈值为1.8~2.7 m,4—9月为1.8~2.5 m。

参考文献:

[1] 刘鹄,赵文智,李中恺. 地下水依赖型生态系统生态水文研究进展[J]. 地球科学进展,2018,33(7):741-750. (Liu Hu, Zhao Wenzhi, Li Zhongkai. Ecohydrology of groundwater dependent ecosystems: a review[J]. Advances in Earth Science, 2018, 33(7): 741-750. (in Chinese))

[2] Rohde M M, Albano C M, Huggins X, et al. Groundwater-dependent ecosystem map exposes global dryland protection needs[J]. Nature, 2024, 632: 101-107.

[3] 翟家齐,董义阳,祁生林,等. 干旱区绿洲地下水生态水位阈值研究进展[J]. 水文, 2021, 41(1): 7-14. (Zhai Jiaqi, Dong Yiyang, Qi Shenglin, et al. Advances in ecological groundwater level threshold in arid oasis regions [J]. Journal of China Hydrology, 2021, 41(1): 7-14. (in Chinese))

[4] 周永柱,刘锐,马腾,等. 基于生态视角的我国地下水水源地开发与保护:现状、问题与展望[J]. 安全与环境工程, 2023, 30(6): 224-232. (Zhou Yongzhu, Liu Rui, Ma Teng, et al. Development and protection of groundwater resource areas in China from ecological perspective: present situation, problems and prospects [J]. Safety and Environmental Engineering, 2023, 30(6): 224-232. (in Chinese))

[5] Li Wenhao, Kang Shaozhong, Du Taisheng, et al. Optimal groundwater depth and irrigation amount can mitigate secondary salinization in water-saving irrigated areas in arid regions [J]. Agricultural Water Management, 2024, 302: 109007.

[6] 闫静波. 银川平原阅海湖湖水-地下水转换关系研究及生态需水量评价[D]. 郑州:华北水利水电大学, 2024.

[7] 刘宽,翟家齐,赵勇,等. 面向生态健康的农业节水潜力评价框架[J]. 水资源保护, 2025, 41(6): 217-226. (Liu

- Kuan,Zhai Jiaqi,Zhao Yong, et al. Assessment framework of agricultural water-saving potential for ecological health [J]. Water Resources Protection,2025,41 (6):217-226. (in Chinese))
- [8] 衣鹏,李文超,万程炜. 河套灌区地表水与地下水转化及水盐运移规律[J]. 河海大学学报(自然科学版), 2025, 53 (5): 26-33. (Yi Peng, Li Wenchao, Wan Chengwei. Transformation of surface water and groundwater and migration of water and salt in the Hetao Irrigation Area [J]. Journal of Hohai University (Natural Sciences),2025,53(5):26-33. (in Chinese))
- [9] 贾利民,郭中小,龙胤慧,等. 干旱区地下水生态水位研究进展[J]. 生态科学,2015,34 (2): 187-193. (Jia Limin, Guo Zhongxiao, Long Yinhui, et al. Research advances in ecological groundwater level in arid areas[J]. Ecological Science,2015,34(2): 187-193. (in Chinese))
- [10] 廖梓龙,马真臻,程双虎,等. 地下水控制性临界水位及确定方法[J]. 水利水电技术,2018,49 (3): 26-32. (Liao Zilong, Ma Zhenzhen, Cheng Shuanghu, et al. Dominant critical water level of groundwater and its determining method[J]. Water Resources and Hydropower Engineering,2018,49(3):26-32. (in Chinese))
- [11] Zhang Rui, Wu Jingwei, Yang Yang, et al. A method to determine optimum ecological groundwater table depth in semi-arid areas [J]. Ecological Indicators, 2022, 139: 108915.
- [12] 孙宪春,金晓媚,万力. 地下水对银川平原植被生长的影响[J]. 现代地质,2008,22 (2): 321-324. (Sun Xianchun, Jin Xiaomei, Wan Li. Effect of groundwater on vegetation growth in Yinchuan Plain [J]. Geoscience, 2008,22(2):321-324. (in Chinese))
- [13] Li Xi, Zheng Yi, Sun Zan, et al. An integrated ecohydrological modeling approach to exploring the dynamic interaction between groundwater and phreatophytes[J]. Ecological Modelling, 2017, 356 (24): 127-140.
- [14] 陈敏建,张秋霞,汪勇,等. 西辽河平原地下水补给植被的临界埋深[J]. 水科学进展,2019,30 (1): 24-33. (Chen Minjian, Zhang Qiuxia, Wang Yong, et al. Critical depth of recharge of the vegetation by groundwater in the West Liaohe Plain[J]. Advances in Water Science,2019,30(1):24-33. (in Chinese))
- [15] 汪勇,陈敏建,赵勇,等. 基于生态圈层结构稳定的地下水水位计算与调控[J]. 水科学进展,2021,32 (4): 597-607. (Wang Yong, Chen Minjian, Zhao Yong, et al. Calculation and regulation of groundwater level based on the stability of groundwater-dependent ecosystem [J]. Advances in Water Science, 2021, 32 (4): 597-607. (in Chinese))
- [16] 董义阳,翟家齐,赵勇,等. 宁夏引黄灌溉绿洲农业节水的水平衡效应及其生态影响模拟分析[J]. 应用基础与工程科学学报,2024,32(6): 1720-1739. (Dong Yiyang, Zhai Jiaqi, Zhao Yong, et al. Simulation and analysis of water balance effect and ecological impact of agricultural water saving in irrigated oasis of Yellow River in Ningxia [J]. Journal of Basic Science and Engineering, 2024, 32 (6): 1720-1739. (in Chinese))
- [17] 刘蓉,赵勇,王庆明,等. 海河平原区浅层地下水位健康修复目标研究[J]. 水利学报,2022,53(9): 1105-1115. (Liu Rong, Zhao Yong, Wang Qingming, et al. Research on the restoration target of healthy depth to water table in Haihe Plain [J]. Journal of Hydraulic Engineering, 2022, 53(9): 1105-1115. (in Chinese))
- [18] 赵勇,董义阳,翟家齐,等. 考虑生态耗水的干旱区绿洲灌溉用水效率评价指标与方法[J]. 水资源保护,2024,40(3): 78-89. (Zhao Yong, Dong Yiyang, Zhai Jiaqi, et al. A new evaluation indicator and method for oasis irrigation water use efficiency in arid regions considering ecological water consumption [J]. Water Resources Protection,2024,40(3):78-89. (in Chinese))
- [19] 沈彦俊,齐永青,罗建美,等. 地理学视角的农业节水理论框架与水资源可持续利用[J]. 地理学报,2023,78 (7): 1718-1730. (Shen Yanjun, Qi Yongqing, Luo Jianmei, et al. The combined pathway to sustainable agricultural water saving and water resources management: an integrated geographical perspective [J]. Acta Geographica Sinica, 2023,78(7): 1718-1730. (in Chinese))
- [20] 赵勇,翟家齐,张鹏程,等. 宁蒙河套引黄灌区节水与生态安全十点认识与判断[J]. 中国水利,2024 (23): 26-35. (Zhao Yong, Zhai Jiaqi, Zhang Pengcheng, et al. Ten understandings and judgments on water and ecological safety in the Ningxia-Inner Mongolia Hetao Yellow River Irrigation District [J]. China Water Resources, 2024(23): 26-35. (in Chinese))
- [21] 左其亭,全志森,吴青松,等. 经济社会与生态用水平衡计算规则与方法[J]. 水资源保护,2024,40(3): 1-10. (Zuo Qiting, Quan Zhimiao, Wu Qingsong, et al. Calculation rules and methods for water use balance between economic society and ecology [J]. Water Resources Protection,2024,40(3):1-10. (in Chinese))
- [22] 陈敏建,王浩,王芳. 内陆干旱区水分驱动的生态演变机理[J]. 生态学报. 2004, 24 (10): 2108-2114. (Chen Minjian, Wang Hao, Wang Fang. Water-driven ecological evolution mechanism in inland arid region [J]. Acta Ecologica Sinica, 2004, 24(10): 2108-2114. (in Chinese))
- [23] 赵文智,任珩,杜军,等. 河西走廊绿洲生态建设和农业发展的若干思考与建议[J]. 中国科学院院刊,2023,38 (3): 424-434. (Zhao Wenzhi, Ren Heng, Du Jun, et al. Thoughts and suggestions on oasis ecological construction and agricultural development in Hexi Corridor [J]. Bulletin of Chinese Academy of Sciences, 2023, 38 (3): 424-434. (in Chinese))
- [24] 薛联青,符芳兵,祝薄丽,等. 塔里木河流域下游绿洲演变对生态输水的响应[J]. 河海大学学报(自然科学

- 版), 2019, 47 (4): 310-316. (Xue Lianqing, Fu Fangbing, Zhu Boli, et al. Response of oasis evolution to ecological water transport in the downstream of Tarim River Basin [J]. Journal of Hohai University (Natural Sciences), 2019, 47 (4): 310-316. (in Chinese))
- [25] 曹雷,丁建丽,于海洋.渭-库绿洲多尺度景观格局与盐度关系[J].农业工程学报,2016,32(3):101-110. (Cao Lei, Ding Jianli, Yu Haiyang. Relationship between multi-scale landscape pattern and salinity in Weigan and Kuqa Rivers delta oasis [J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2016, 32 (3): 101-110. (in Chinese))
- [26] 夏蔓宏,董少刚,刘白薇,等.典型草原露天煤矿区地下水-湖泊系统演化[J].湖泊科学,2020,32(1):187-197. (Xia Manhong, Dong Shaogang, Liu Baiwei, et al. Evolution of groundwater-lake system in typical open-pit coal mine area [J]. Journal of Lake Sciences, 2020, 32 (1): 187-197. (in Chinese))
- [27] 赵贵章,李鸿源,李云良,等.近30年银川平原典型湖泊动态变化及归因分析[J].中国农村水利水电,2023(6):139-146. (Zhao Guizhang, Li Hongyuan, Li Yunliang, et al. Dynamic changes and attribution analysis of typical lakes in Yinchuan Plains in the recent 30 years [J]. China Rural Water and Hydropower, 2023 (6): 139-146. (in Chinese))
- [28] 马建林.土力学[M].3版.北京:中国铁道出版社,2011.
- [29] 张秋霞.半干旱区生态水文规律与应用研究:以西辽河平原为例[D].北京:中国水利水电科学研究院,2012.
- [30] 沈家智,刘学军,李士成,等.宁夏灌区土壤盐渍化调查及水利土壤改良研究[R].银川:宁夏水利科学研究所,2005.
- [31] Chang Cui, Yang Guiyu, Li Shuoyang, et al. Spatial characteristics and critical groundwater depth of soil salinization in arid artesian irrigation area of northwest China [J]. Agricultural Water Management, 2025, 307: 109196.
- [32] 黄权中,徐旭,吕玲娇,等.基于遥感反演河套灌区土壤盐分分布及对作物生长的影响[J].农业工程学报,2018,34(1):102-109. (Huang Quanzhong, Xu Xu, Lyu Lingjiao, et al. Soil salinity distribution based on remote sensing and its effect on crop growth in Hetao Irrigation District [J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2018, 34 (1): 102-109. (in Chinese))
- [33] 李明,宁立波,卢天梅.土壤盐渍化地区地下水临界深度确定及其水位调控[J].灌溉排水学报,2015,34(5):46-50. (Li Ming, Ning Libo, Lu Tianmei. Determination and the control of critical groundwater table in soil salinization area [J]. Journal of Irrigation and Drainage, 2015, 34 (5): 46-50. (in Chinese))
- [34] 金晓媚,胡光成,史晓杰.银川平原土壤盐渍化与植被发育和地下水埋深关系[J].现代地质,2009,23(1):23-27. (Jin Xiaomei, Hu Guangcheng, Shi Xiaojie. Relationship between soil salinization and the vegetation growing, groundwater depth in the Yinchuan Plain [J]. Geoscience, 2009, 23 (1): 23-27. (in Chinese))
- [35] 陈世钺,张昊,王立群,等.中国北方草地植物根系[M].长春:吉林大学出版社,2001.
- [36] 金晓媚,万力,薛忠歧,等.基于遥感方法的银川盆地植被发育与地下水关系研究[J].干旱区资源与环境,2008(1):129-132. (Jin Xiaomei, Wan Li, Xue Zhongqi, et al. Research on the relationship between vegetation development and groundwater in Yinchuan Basin based on remote sensing [J]. Journal of Arid Land Resources and Environment, 2008 (1): 129-132. (in Chinese))
- [37] 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. (Wang Hao, Wang Jianhua, Hu Peng. New connotation of water resources protection: “ quantity-quality-domain-connectivity-biology ” coordinated protection and restoration [J]. Water Resources Protection, 2021, 37 (2): 1-9. (in Chinese))
- [38] Kuang Xingxing, Liu Junguo, Scanlon B R, et al. The changing nature of groundwater in the global water cycle [J]. Science, 2024, 383: eadf0630.
- [39] 宋子奕,鲁程鹏,吴成城,等.2009—2019年河西走廊地下水位时空分布及演变趋势[J].水资源保护,2023,39(2):160-167. (Song Ziyi, Lu Chengpeng, Wu Chengcheng, et al. Spatiotemporal distribution and evolution trend of groundwater level in Hexi Corridor from 2009 to 2019 [J]. Water Resources Protection, 2023, 39 (2): 160-167. (in Chinese))
- [40] Wang Ping, Zhang Yichi, Yu Jingjie, et al. Vegetation dynamics induced by groundwater fluctuations in the lower Heihe River Basin, Northwestern China [J]. Journal of Plant Ecology, 2011 (1-2): 77-90.
- [41] 谢新民,李丽琴,周翔南,等.基于地下水“双控”的水资源配置模型与实例应用[J].水资源保护,2019,35(5):6-12. (Xie Xinmin, Li Liqin, Zhou Xiangnan, et al. Water resources allocation model based on “ double control ” of groundwater and its application [J]. Water Resources Protection, 2019, 35 (5): 6-12. (in Chinese))
- [42] 徐腾,王以鹏,叶逾,等.地下水超采管控体系及水量-水位双控体系研究进展[J].水资源保护,2024,40(4):27-35. (Xu Teng, Wang Yipeng, Ye Yu, et al. Research progress on groundwater overexploitation control system and dual control system of water quantity and water level [J]. Water Resources Protection, 2024, 40 (4): 27-35. (in Chinese))

(收稿日期:2025-03-06 编辑:胡新宇)