

DOI: 10.14042/j.cnki.32.1309.2021.04.011

基于生态圈层结构稳定的地下水位计算与调控

汪 勇¹, 陈敏建¹, 赵 勇¹, 闫 龙¹, 邓 伟¹, 王庆明^{1,2}

(1. 中国水利水电科学研究院, 北京 100038; 2. 河海大学水文水资源与水利工程科学国家重点实验室, 江苏 南京 210098)

摘要: 干旱区绿洲灌区水资源集中开发使用, 改变了地下水潜流场分布, 造成了盐渍化和荒漠化并存的生态问题, 严重威胁着绿洲的生态安全。以生态圈层结构理论为基础, 深化研究潜水影响层概念内涵, 构建干旱平原区潜水蒸发概念性模型, 以黑河罗城灌区为例, 从机理上揭示干旱区荒漠化与盐渍化的地下水埋深条件并进行定量计算与调控, 主要成果如下: ①描述了造成内陆河干旱区绿洲内部盐渍化和过渡带荒漠化的潜水蒸发运移规律, 利用潜水影响层定义了盐渍化与荒漠化地下水临界埋深, 并进行了定量计算, 得到罗城灌区绿洲内部次生盐渍化的地下水临界埋深为1.3~1.5 m, 过渡带荒漠化地下水临界埋深为8~13 m; ②讨论了潜水影响层厚度定量公式中关键参数土壤当量孔径和液体表面张力在不同生态问题中的合理取值; ③提出一种协同缓解干旱区盐渍化和荒漠化的地下水位调控方案, 实现改善灌区内部盐渍化、控制过渡带荒漠化和水资源高效利用等多个目标。

关键词: 生态圈层结构; 地下水临界埋深; 过渡带荒漠化; 灌区盐渍化; 地下水水位调控

中图分类号: TV122 **文献标志码:** A **文章编号:** 1001-6791(2021)04-0597-11

荒漠化和盐渍化严重威胁干旱区绿洲生态安全^[1-2]。中国对西北内陆河干旱区研究开始于20世纪80年代, 汤奇成和周成虎^[3]指出内陆河水文循环山区为径流形成区、平原为径流耗散区, 并提出了干旱区生态用水的概念; 20世纪90年代康尔泗等^[4]提出内陆河山区水文生态的垂直地带谱概念; 随后干旱区绿洲潜水蒸发^[5]的作用也开始受到关注; 1996—2000年间, 国家“九五”科技攻关计划重点项目“西北地区水资源合理利用与生态环境保护研究”系统开展了中国西北内陆干旱区生态水文学研究。陈敏建^[6]通过分析内陆河水文循环的生态效应, 揭示内陆河干旱区水分驱动的生态演变机理, 提出了径流活动支撑下内陆河平原绿洲、绿洲-荒漠交错过渡带、荒漠共生系统的生态圈层结构理论并建立了概念性模型。荒漠与过渡带边界的临界地下水埋深, 以及过渡带与绿洲边界的临界地下水埋深, 对内陆河干旱区生态安全具有决定性的影响。随后10多年, 利用统计分析、实验观测、数值模拟等方法, 对干旱区生态需水^[7]、地下水阈值^[8-11]、绿洲规模及稳定性^[12]、生态调水对植被相应关系^[13]等问题开展了许多研究工作。内陆河干旱区生态需水是通过地下水潜水蒸发去实现, 维持适宜的地下水埋深对干旱区生态安全至关重要。

干旱区绿洲内部水资源集中开发利用, 导致地下水潜流场发生变化, 使绿洲生态安全受到内外侵袭。一方面是生态圈层结构的变化, 荒漠化持续扩张。由于地下水位下降, 使过渡带大幅退化, 导致绿洲直接面对荒漠。二是绿洲内部持续次生盐渍化。由于灌区排水不畅, 导致地下水位过高, 在绿洲内部出现大量盐碱地, 降低了土地生产力。造成生态问题的关键是水资源的局部分布不均, 主要表现在绿洲内部由于预留的大量生态需水和灌溉回归水就近排放, 出现水资源过剩, 地下水埋深较浅, 潜水蒸发强烈, 植被需水过剩, 从而出现盐渍化; 另一方面灌区绿洲外部的过渡带区域, 潜流场收缩, 由于缺水导致地下水埋深过大, 地下水与地表植被失去补给联系, 潜水蒸发无法对地表植被进行补给, 而出现过渡带荒漠化^[14-15]。

过渡带是干旱区绿洲的天然生态屏障, 根据生态圈层结构理论, 干旱区内陆河生态稳定的重要标志是控

收稿日期: 2020-11-16; 网络出版日期: 2021-03-15

网络出版地址: <https://kns.cnki.net/kcms/detail/32.1309.P.20210315.1143.003.html>

基金项目: 国家杰出青年科学基金资助项目(52025093); 流域水循环模拟与调控国家重点实验室项目(SKL2020ZY01)

作者简介: 汪勇(1991—), 男, 湖北武汉人, 博士后, 主要从事干旱半干旱区生态水文方面研究。

E-mail: wangyong@iwhr.com

通信作者: 陈敏建, E-mail: mjchen@iwhr.com

制荒漠化面积扩张，其生态水文的核心问题是维持一定的潜水埋深以保持过渡带与荒漠界线的稳定。过渡带虽然依赖降水，但仅降水是不够的，必须有地下水的微量补给，这是过渡带存在的必备条件之一，否则过渡带退化，荒漠入侵。而绿洲依赖于地下水潜水蒸发补给，降水补给微不足道，这就是过渡带与绿洲的区别。过渡带需要微量地下水补给，且其稀疏植被对于遏制荒漠扩张作用巨大，这一点容易被忽视，致使过渡带不断消失，不得不依赖人工防护林，既降低了绿洲安全性，又增加了（额外负担的防护林）用水。与此同时，干旱区大部分灌区普遍存在灌溉排水不畅，使灌区内部地下水水位上升，形成次生盐渍化，既浪费了宝贵水资源，又降低了绿洲生态质量，而人工防护林的灌溉也常常加剧了盐渍化。

本文将上述问题一并考虑，对地下水位进行调控，降低盐碱地的地下水位以消除盐渍化，将抽取的矿化度较高的水通过管道等方式输送到过渡带，抬升地下水位，以满足植被生态需水。为此需要解决关键技术难题：为了保障地下水能被过渡带植被利用，地下水位必须高于一定的潜水埋深，即地下水补给植被的临界埋深；为了遏制盐分析出地表，地下水位必须低于一定的潜水埋深，即限制盐分输送至地表的临界埋深。因此解决盐渍化和荒漠化问题的关键是对潜水蒸发影响的范围和耗散过程开展深入研究。本文通过机理分析，研究上述2个临界潜水埋深的生态水文原理与定量方法，基于地下水潜流场的连续性和两者问题在水资源上的互补性，将二者一并考虑可以从结构上理顺干旱区水资源合理利用与生态安全的关系。

1 原理与方法

1.1 生态圈层结构理论

山区形成的径流是平原地区最重要的水分来源，补给平原盆地生态系统的水分由当地少量降水和河川径流两部分组成，后者起决定性作用。由于径流的作用，内陆河平原沿河岸形成了非地带性生态群落，包括林地、高盖度草地以及湿地等，组成绿洲。河川径流向两岸侧渗形成一定影响范围的地下潜水。潜水蒸发的加入，“激活”了潜水影响区域内降水的“有效功能”，由降水与地下潜水共同补给，在非地带性的绿洲生态与地带性的荒漠生态之间形成了一个相对绿洲而言要宽阔得多的过渡带。过渡带植被以（中）低盖度草地为主，是从非地带性绿洲生态向地带性荒漠生态的过渡形式。由于径流运动的作用，平原生态景观表现出规律性变化，以径流活动区为中心向外依次为绿洲、过渡带、荒漠；植被等级和盖度逐渐由高向低演变，分别为有林地、灌木林、疏林地和高盖度草地、中盖度草地、低盖度草地、沙漠、戈壁，如图1所示。根据生态景观的需水补给条件界定内陆河盆地生态系统的组成，定义荒漠、绿洲荒漠交错过渡带、绿洲^[6-7]。按人类活动进一步将绿洲划分人工绿洲和天然绿洲。

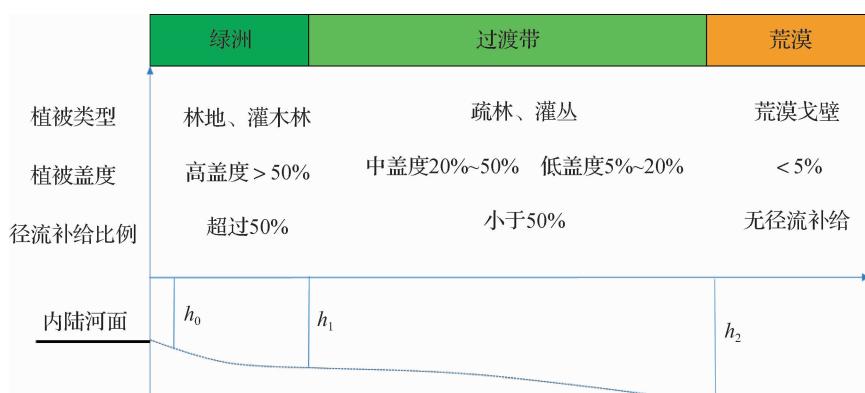


图1 干旱区生态圈层结构

Fig. 1 Groundwater-dependent ecosystem in arid area

图1中, h_0 为绿洲内部土壤出现次生盐渍化的地下水临界埋深, h_1 为绿洲与过渡带临界地下水埋深, h_2 为荒漠化地下水临界埋深。当地下水埋深 $H < h_0$ 时, 出现次生盐渍化; 当 $h_0 \leq H < h_1$ 时, 潜水蒸发强烈, 成为地表植被水分主要来源, 形成非地带性绿洲; 当 $h_1 \leq H < h_2$ 时, 潜水蒸发补给植被作用较弱, 地表植被水分主要依赖降水, 但潜水蒸发补给不可或缺, 绿洲与过渡带的主要区别是潜水蒸发补给量多少的差异; 当 $h \geq h_2$ 时, 潜水蒸发补给植被作用消失, 此处为过渡带与荒漠交界处, 过渡带与荒漠水分补给主要区别是有无潜水蒸发补给。

1.2 潜水蒸发物理过程

地下水影响地表生态是通过潜水蒸发形成土壤水运动而实现的, 借助于毛管力, 由潜水面上升形成一定厚度湿润层, 湿润层的厚度取决于毛管力, 由于土壤水的毛管力受多因素影响^[16], 因此, 该湿润层的厚度是1个范围值; 在外界条件一定的情况下, 湿润层中不同点离潜水面的距离不同, 毛管力大小有区别, 导致湿润层中土壤含水量呈现一定的规律分布, 定义土壤中所有毛管水活动的范围为潜水影响层。确立临界埋深的关键是需要确定潜水影响层的厚度和水分分布规律, 将干旱区潜水、包气带、植被三者概化成如图2所示。

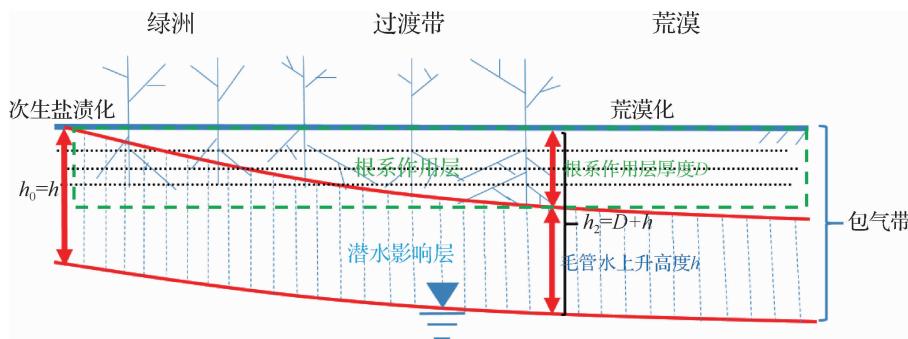


图2 潜水-包气带-植被概念模型示意

Fig.2 Concept model of shallow groundwater-unsaturated soil zone-vegetation system

确定盐渍化和荒漠化地下水临界埋深关键是确定潜水影响层厚度。潜水影响层厚度可由毛管水最大上升高度来确定, 因此, 关键是确定毛管水最大上升高度。基于毛细理论中提出的毛管水最大上升高度的理论计算公式^[16]为

$$h = \frac{2\sigma}{\rho_w g R} \quad (1)$$

式中: h 为毛管水最大上升高度, m; σ 为液体表面张力, N/m; ρ_w 为水的密度, kg/m³; g 为重力加速度, m/s²; R 为毛细管当量孔径(有效孔径), mm。

土壤水中毛管水最大上升高度计算重点需要解决毛细管当量孔径和表面张力。研究表明土壤当量孔径取决于土壤质地和土壤颗粒的空间分布, 一般情况下土壤质地和土壤颗粒的空间分布可用有效粒径和孔隙度2个参数表达, 并利用土壤模型获得了土壤空隙特征函数, 利用等边三角形和正方形2种典型土壤晶体分布模型中有效粒径和孔隙度的关系, 推导得到计算当量孔径与有效粒径和孔隙度的表达式如下^[1,8]:

$$R = [1.6(n - 39.5/100) + 0.0774]d \quad (2)$$

式中: n 为土壤孔隙度; d 为土壤有效粒径, mm。

液体表面张力影响的主要因素是液体温度, 在非饱和带中即土壤水的温度, 实验表明在一定温度范围内两者呈现非线性反比关系^[14], 可以用如下公式表达:

$$\sigma = \sigma(T) \quad (3)$$

式中: T 为土壤水温度, °C。

1.3 过渡带荒漠化地下水临界埋深

地下水对植被的补给是通过潜水蒸发实现的,如图2,当潜水影响层与植被根系作用层发生接触,地下水能够对地表植被形成补给,因此,将潜水影响层厚度与植被根系作用层厚度之和定义为过渡带荒漠化地下水临界埋深。

在土壤条件一定的情况下,考虑到地表植被整个生命周期都能够得到持续稳定的地下水补给,应该取平均潜水影响层的高度,即取土壤水平均温度对应的毛管水最大上升高度。一个群落物种丰富的生态系统中,常会出现浅根植物和深根植物混生的情况,由于深根植物根系分布范围较大,其提水作用可以缓解和减轻其他浅根植物的水分胁迫,并利于浅根系植物的生长^[7],因此,应该取一个群落中优势种的最大根系深度。相关公式如下:

$$h_2 = \frac{2\sigma(\bar{T})}{\rho_w g [1.6(n - 39.5/100) + 0.0774]d} + D_{\max} \quad (4)$$

式中: D_{\max} 为植被群落根系最大深度, m; \bar{T} 为土壤水平均温度, °C。

1.4 灌区盐渍化地下水临界埋深

土壤盐渍化形成的主要原因是潜水蒸发将土壤中盐分带到地表结晶。在潜水蒸发作用下,分析盐分随土壤水运动的规律,如图2,当潜水影响层与地表接触,形成类似通道,水分运移携带盐分在地表析出,因此,将潜水影响层厚度直接定义为次生盐渍化地下水临界埋深。

在土壤一定的情况下,潜水影响层的厚度取决于液体表面张力,一定条件下,液体表面张力与液体温度成反比,基于在实际地下水管理中的安全考虑,应该取最大值,即最大表面张力条件下,也就是最低温度时对应的毛管水最大上升高度值,计算公式如下:

$$h_0 = \frac{2\sigma(T_{\min})}{\rho_w g [1.6(n - 39.5/100) + 0.0774]d} \quad (5)$$

式中: T_{\min} 为土壤水最低温度, °C。

2 案例分析

2.1 研究区概况

经过对新疆、河西走廊等内陆地区开展调研,同时对河西走廊1990—2015年遥感影像分析,发现干旱区过渡带荒漠化和盐渍化问题普遍存在。经过比选确定黑河流域位于中下游交接处的罗城灌区为研究区域。该灌区盐渍化与过渡带退化问题长期存在,属(中)型自流灌区,目前耕地面积52 km²,盐碱地面积23 km²,以罗城灌区绿洲为主体的研究区面积约600 km²,包括80 km²的低盖度植被区域,400 km²的戈壁荒漠区域。

罗城灌区共开展3次野外调查采样,分别为2017年8月22—27日(植被生长期)、2018年3月22—26日(灌溉前)和2018年8月10—14日(植被生长期),获得30个有效样点,分布如图3所示。取样内容包括利用北京新地标土壤设备有限公司生产的型号XDB0301手动旋转采样钻(最深5 m)每隔30 cm取土样,利用英国Delta-T Devices公司生产的WET Sensor测量土壤体积含水量、土壤水电导率、土壤水温度,取样直至潜水面。同时在每个取样点进行多个随机样方法(绿洲内采用2 m×2 m样方,过渡带10 m×10 m样方),进行每个取样点植被群落识别和群落盖度的调查。每个取样点地下水埋深采用钻孔、观测井及民用井等多个途径获得。研究区概况和取样点分布见图3。

2.2 地下水临界埋深计算

土壤有效孔径主要与土壤粒径和孔隙度有关,参照全国土种志采用的分类系统,对研究区土壤进行了统计分析,得到研究区主要土壤类型为风沙土,参考汇总的不同类型土壤的有效粒径值,给出研究区不同类型土壤的有效粒径^[16]。其中,风沙土类型以壤质砂土为主,且颗粒较大,有效粒径取0.100 0 mm,孔隙度为42%,根据公式(2)获得研究区土壤有效孔径为 $R=0.011 9$ mm。

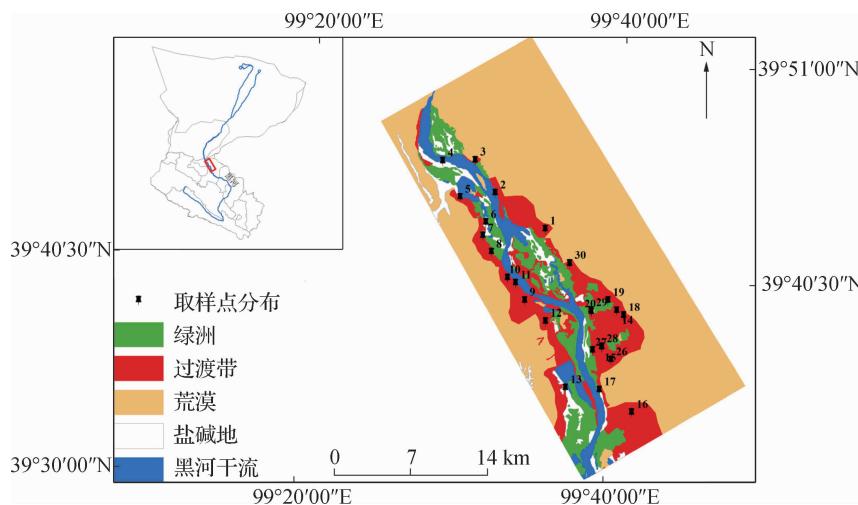


图3 研究区域及取样点分布

Fig. 3 Research area and distribution of sampling point

2.2.1 过渡带荒漠化地下水临界埋深

(1) 潜水影响层厚度。黑河流域罗城灌区过渡带植被生长期主要为6—9月, 植被最茂盛时期为8月份, 根据在8月份的大量野外调查, 利用WET三参数速测仪测得土壤水的温度范围为10~30℃。过渡带地下水对地表植被的补给考虑植被整个生命周期都能够得到持续的补给, 取平均潜水影响层厚度。取土壤水平均温度 $T=20$ ℃时, 查表对应的 $\sigma=72.5 \times 10^{-3}$ N/m, 代入式(1)得到潜水影响层厚度为1.26 m。

(2) 植被根系长度。罗城灌区30个采样点布设见图3, 根据北方植被根系的相关研究^[17], 统计得到了罗城灌区植被根系长度。通过统计分析得到白刺+沙拐枣+甘草群落群落根系长度范围150~700 cm, 桤柳+芦苇群落根系范围200~1 000 cm, 骆驼刺+芦苇+沙蓬群落根系范围在220~1 200 cm。

(3) 荒漠化地下水临界埋深计算结果。将 D_{\max} (表1)及相关参数代入式(4)得到不同植被群落防止荒漠入侵的地下水临界埋深分别为白刺+沙拐枣+甘草群落群落8.26 m, 桤柳+芦苇群落11.26 m, 骆驼刺+芦苇+沙蓬群落13.26 m。

表1 不同群落根系最大深度

Table 1 Root depths for the different vegetation communities

| 过渡带植被群落 | 白刺+沙拐枣+甘草 | 桦柳+芦苇 | 骆驼刺+芦苇+沙蓬 |
|--------------|-----------|-------|-----------|
| D_{\max}/m | 7.00 | 10.00 | 12.00 |

2.2.2 灌区盐渍化地下水临界埋深

罗城灌区盐渍化危害主要出现在春季灌溉前期, 灌区灌溉一般在3月中下旬, 根据3月野外大范围调查, 利用WET三参数速测仪测量的土壤水温度范围为10~20℃。水的表面张力主要受温度的影响, 根据查询不同温度对应的液体表面张力标准规范表得到 $T=10$ ℃时, 液体表面张力 $\sigma=74 \times 10^{-3}$ N/m。计算盐渍化的地下水临界埋深时取最低土壤温度对应的液体表面张力, 水的密度和重力加速度等为常数。

将相关参数代入式(5), 得到盐渍化的地下水临界埋深 $h_0=1.29$ m。

2.3 野外实证分析

2.3.1 毛管水上升高度野外实证

利用 WET 三参数速测仪测量野外取样点不同土壤深度土壤体积含水量数据, 绘制不同取样点潜水面以上的土壤水分布曲线, 如图 4。干旱区不考虑降雨影响, 土壤水在毛管力作用下, 距离潜水面越远土壤体积含水量逐渐减少。通过分析潜水面以上土壤水急剧变小后趋于稳定的点到潜水面的距离, 将该距离作为土壤中毛管水实际上升高度, 与理论计算结果进行实证分析。图 4 中红色三角形为土壤体积含水量由大变小的突变点, 利用该方法, 计算分析每个取样点的毛管水上升高度, 相关计算结果如表 2, 根据表 2 中数据可以看出野外取样点毛管水最大上升高度分布范围为 0.6~1.2 m, 均在理论计算的 1.29 m 以内, 说明相关理论计算结果可靠。

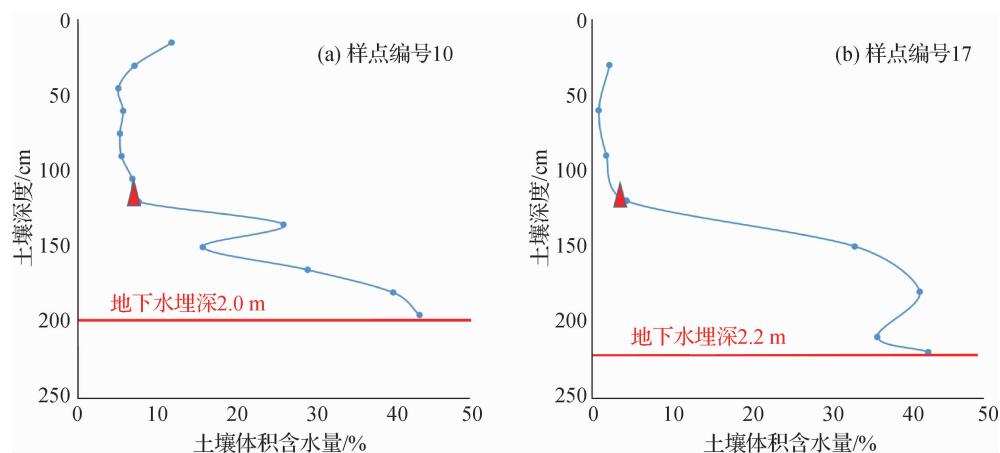


图 4 不同土壤深度体积含水量变化曲线

Fig. 4 Soil moisture change curve of samples

2.3.2 盐分上升高度野外实证

本次共获得 10 个取样点的土壤水电导率数据, 分布见图 3(点 21 至点 30)。绘制土壤深度与土壤水电导率变化曲线, 研究土壤中盐分运移和容易聚集的位置。如图 5 中红色三角形表示该取样点土壤水电导率最大的位置, 计算该点到潜水面的距离, 得到盐分随着潜水运移最容易聚集的位置。通过分析发现当地下水埋深为 1.5~1.8 m 时, 盐分容易在距离地表 40~60 cm 处聚集, 此时土壤水的电导率最大, 最大电导率在 700~2 000 mS/m; 当地下水埋深为 2.5~3.0 m 时, 土壤水电导率最大处距离地表约为 90 cm, 最大电导率为 350~500 mS/m。说明地下水埋深影响着盐分在土壤中的聚集位置, 地下水埋深越浅, 造成的土壤地表盐渍化越严重。同时盐分急剧变化点距离潜水面的高度分布范围为 0.9~2.0 m, 地下水埋深小于 2 m 时, 盐分上升的最大高度为 0.9~1.2 m, 本文理论计算的土壤盐渍化地下水临界埋深 1.29 m, 证明相关计算成果可靠。

2.3.3 过渡带地下水临界埋深野外实证

对黑河流域平原区不同区域的 68 个地下水埋深进行分析, 发现罗城灌区盐渍化较严重的区域地下水埋深均在 1.5 m 以内, 主要分布在河道干流附近及耕地内部; 罗城灌区绿洲内部(主要是灌溉耕地及部分天然绿洲内部)地下水埋深大概在 2~6 m; 绿洲外围植被较稀疏的过渡带区域, 地下水埋深在 6~13 m; 地下水埋深超过 13 m 后基本为荒漠。过渡带地下水埋深 6~13 m 基本与计算的过渡带临界地下水埋深最大值相似, 证明计算结果可信。

表2 野外取样点测量参数分析

Table 2 Analysis of measurement parameters of field sampling points

| 编号 | 取样时间 | 地下水埋深/m | 土壤含水量稳定位置/m | 毛管水上升高度/m | 土壤水温度/℃ | 盐分集聚点位置/m |
|----|------------|---------|-------------|-----------|---------|-----------|
| 1 | 2017-08-23 | >3.6 | 3.0 | <1.0 | 22~30 | — |
| 2 | 2017-08-23 | 0.7 | 盐碱地, 未测 | 盐碱地, 未测 | 21~29 | — |
| 3 | 2017-08-23 | 4.2 | 3.5 | 0.7 | 19~32 | — |
| 4 | 2017-08-24 | 0.5 | 盐碱地, 未测 | 盐碱地, 未测 | 22 | — |
| 5 | 2017-08-24 | 0.8 | 盐碱地, 未测 | 盐碱地, 未测 | 26 | — |
| 6 | 2017-08-24 | 1.3 | 0.4 | 0.9 | 20~29 | — |
| 7 | 2017-08-24 | 1.4 | 0.8 | 0.6 | 24~30 | — |
| 8 | 2017-08-24 | 0.7 | 盐碱地, 未测 | 盐碱地, 未测 | 25~32 | — |
| 9 | 2017-08-25 | 1.2 | 盐碱地, 未测 | 盐碱地, 未测 | 25 | — |
| 10 | 2017-08-25 | 1.9 | 1.2 | 0.7 | 21~25 | — |
| 11 | 2017-08-25 | 1.5 | 0.4 | 1.1 | 18~23 | — |
| 12 | 2017-08-25 | 0.9 | 盐碱地, 未测 | 盐碱地, 未测 | 25~27 | — |
| 13 | 2017-08-25 | 0.7 | 盐碱地, 未测 | 盐碱地, 未测 | 25 | — |
| 14 | 2017-08-26 | >3.0 | 过渡带, 未测 | 过渡带, 未测 | 22~28 | — |
| 15 | 2017-08-26 | 1.6 | 0.6 | 1.0 | 22~29 | — |
| 16 | 2017-08-26 | >4.0 | 过渡带, 未测 | 过渡带, 未测 | 27~30 | — |
| 17 | 2018-03-24 | 2.2 | 1.2 | 1.0 | 10~20 | — |
| 18 | 2018-03-24 | >4.0 | 过渡带, 未测 | 过渡带, 未测 | 10~15 | — |
| 19 | 2018-03-25 | 1.5 | 0.9 | 0.6 | 10~20 | — |
| 20 | 2018-03-25 | 1.8 | 0.6 | 1.2 | 10~20 | — |
| 21 | 2018-08-10 | 2.4 | 1.6 | 0.8 | 24~30 | 0.7 |
| 22 | 2018-08-10 | 3.3 | 2.4 | 0.9 | 22~26 | 2.4 |
| 23 | 2018-08-10 | 1.8 | 0.6 | 1.2 | 20~28 | 0.5 |
| 24 | 2018-08-11 | 2.7 | 1.8 | 0.9 | 20~27 | 1.6 |
| 25 | 2018-08-11 | 2.4 | 1.6 | 0.8 | 25~29 | 0.9 |
| 26 | 2018-08-11 | 1.5 | 0.6 | 0.9 | 25~29 | 0.6 |
| 27 | 2018-08-12 | 3.0 | 2.3 | 0.7 | 20~26 | 1.0 |
| 28 | 2018-08-12 | 2.7 | 1.6 | 1.1 | 22~26 | 1.7 |
| 29 | 2018-08-12 | 2.4 | 1.4 | 1.0 | 22~30 | 1.2 |
| 30 | 2018-08-13 | 3.3 | 2.4 | 0.9 | 21~32 | 1.8 |

根据植被“耐受性定律”，称某一生态因子中的耐受范围为生态幅，最具代表性的方法为高斯模型^[18]。本文将野外样方调查的植被盖度与地下水埋深进行高斯曲线拟合，当地下水埋深超过10 m时植被过渡带中几种关键的优势种白刺、沙拐枣、梭梭、柽柳盖度均出现严重下降，平均盖度基本都低于10%。当地下水埋深超过13 m时植被盖度基本低于5%，出现了显著的荒漠化特征。通过上述调查统计分析本文计算的地下水临界埋深值与植被平均盖度低于5%时对应的地下水埋深值近似，表明理论计算的结果具有一定的可信度。

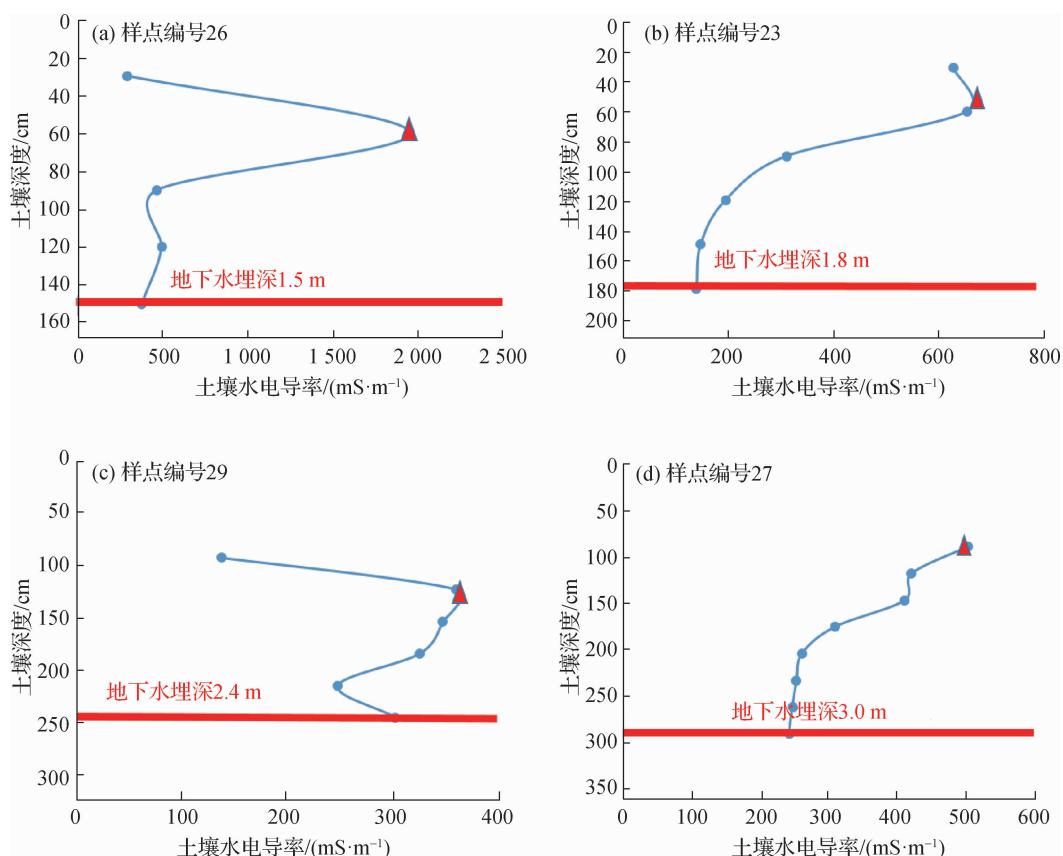


图5 不同土壤深度的土壤水电导率变化曲线
Fig. 5 Soil water conductivity change curve of samples

3 讨论

地下水埋深与地表生态关系密切，许多学者对地下水与生态关系开展过大量研究^[19]。陈何生^[20]在西北地区水资源开发利用对生态系统影响中指出，当地下水埋深大于8 m时，柽柳白刺都会消亡，土壤严重荒漠化；王忠静等^[12]在西北绿洲稳定性研究中指出地下水埋深大于7 m，绝大多数植被会死亡，植被盖度低于10%；马玉蕾等^[21]关于中国西北地区生态地下水综述研究中表明，通过实验观测和统计数据分析，盐渍化临界埋深为1~2 m，荒漠化临界埋深为5 m左右；贾利民等^[22]通过实验的方法得到地下水位小于2 m时容易出现盐渍化，地下埋深大于6 m时容易出现荒漠化；张佩等^[23]在黑河中下游通过野外观测分析不同地下水位与柽柳的生理特性关系，得到合适的柽柳生长的适宜埋深为3 m左右；樊自立等^[24]在塔里木河流域通过统计分析方法划分了不同生态水位，指出1~2 m盐分容易在地表聚集，适宜生态地下水埋深为2~4 m，荒漠化地下水埋深为6 m。目前相关计算研究都是基于野外观测和数据统计分析，本文中采用理论计算的方法得到的相关值在前期许多学者观测和统计分析的范围之内。

计算结果与野外实证和相关研究成果存在误差的主要原因有如下几点：

(1) 野外取样点毛管水上升高度与理论计算存在差异。野外取样的毛管水最大上升高度与理论计算的临界值普遍小，主要原因是实际情况中很难碰到临界计算状态下的理想条件，野外取样点分析值均小于理论计算的临界值属于正常现象。

(2) 微地形影响局部植被群落类型。对于部分区域，地下水埋深大于地下水能够补给植被的临界埋深，

但依然有植被生长, 主要原因可能是这些区域靠近山区, 局部降水较多。

(3) 植被群落根系取值。本文强调理论方法, 特别是植被的最大根系长度, 由于受到的影响因素很多, 具有一定的区域性。

干旱区生态系统与地下水埋深密切相关, 土壤盐渍化和荒漠化等地表生态问题受地下水临界埋深影响。如何降低绿洲内部盐渍化区地下水位改善盐渍化, 同时解决过渡带植被缺水而出现的荒漠化问题, 可以通过一些工程手段来进行调控。在盐渍化区域通过机井抽水、排碱渠等手段降低水位, 通过一定手段将过剩水量排走。本文中拟在研究区灌区内部的盐渍化区域通过合理布设小型机井方式使盐渍化区域地下水埋深降到理论计算的盐渍化临界埋深以下, 同时通过管道等方式将提取出来的盐渍化区过剩水量输送到过渡带与荒漠的边界, 在过渡带-荒漠边界通过布设类似护城河的网状沟壑(简称“护带沟”)来接收输送过来的水资源, 固定过渡带, 如图 6 所示。

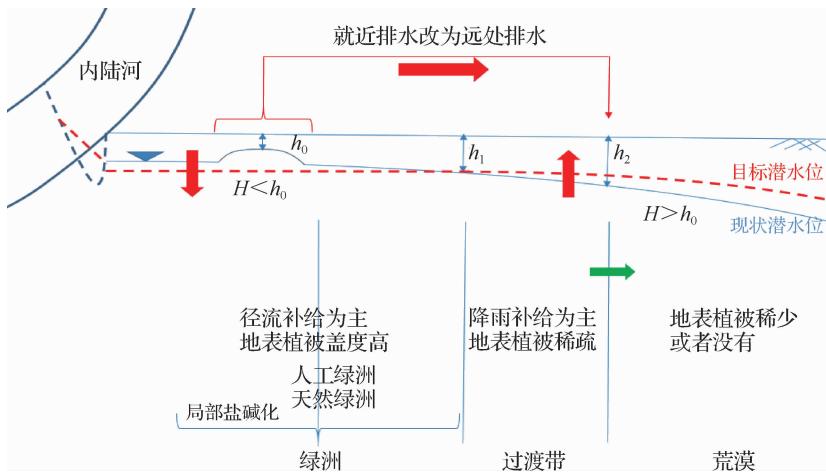


图 6 地下水水位调控方法

Fig. 6 Method of groundwater levels regulation

4 结论与展望

本文针对干旱区荒漠化和次生盐渍化形成机理与联合调控方法开展深入研究, 构建了干旱区绿洲生态安全理论, 深化了潜水影响层概念内涵, 并以黑河流域罗城灌区为研究区域开展计算与实证分析, 取得主要结论如下:

(1) 构建并丰富了潜水影响层概念, 确定了其厚度计算方法, 分析了其内部水分分布特点; 利用潜水影响层概念定义了内陆河干旱区次生盐渍化和荒漠化地下水临界埋深, 并进行了定量计算。

(2) 以罗城灌区为计算案例, 确定了绿洲内部次生盐渍化的地下水临界埋深为 1.29 m, 从实际安全管理角度, 建议罗城灌区绿洲内部防止次生盐渍化的地下水埋深控制在 1.3~1.5 m。过渡带植被荒漠化的地下水临界埋深为 8~13 m。

(3) 针对罗城灌区次生盐渍化和荒漠化问题, 提出一种协同缓解土壤盐渍化和荒漠化的地下水位调控方法。

针对干旱区的后续生态安全管理, 可以进一步开展以下相关研究:

(1) 绿洲合理规模研究。通过推导潜水影响层中土壤水分分布曲线, 积分后可定量确定不同深度潜水影响层中土壤水含量, 可对绿洲合理规模进行确定。

(2) 地下水位精准调控关键技术问题研究。关于降低盐渍化区域地下水埋深机井布设和受水区过渡带地下水埋深恢复工程需要采用何种方法需要进一步开展研究工作。

(3) 本文侧重从潜水运移机理的角度分析地下水埋深条件,后续可以结合生态水文模型开展地下水模拟和生态调控方面的研究。

参考文献:

- [1] WANG Y, CHEN M, YAN L, et al. Quantifying threshold water tables for ecological restoration in arid Northwestern China[J]. *Ground Water*, 2020, 58(1): 132-142.
- [2] 王全九, 邓铭江, 宁松瑞, 等. 农田水盐调控现实与面临问题[J]. 水科学进展, 2021, 32(1): 139-147. (WANG Q J, DENG M J, NING S R, et al. Reality and problems of controlling soil water and salt in farmland[J]. *Advances in Water Science*, 2021, 32(1): 139-147. (in Chinese))
- [3] 汤奇成, 周成虎. 中国干旱区水资源特点及其利用[J]. 干旱区资源与环境, 1987, 1(Z1): 60-68. (TANG Q C, ZHOU C H. The characteristics and utilizations of the water resources in China's arid regions[J]. *Journal of Arid Land Resources & Environment*, 1987, 1(Z1): 60-68. (in Chinese))
- [4] 康尔泗, 陈仁升, 张智慧, 等. 内陆河流域山区水文与生态研究[J]. 地球科学进展, 2008, 23(7): 675-681. (KANG E S, CHEN R S, ZHANG Z H, et al. Some problems facing hydrological and ecological researches in the mountain watershed at the upper stream of an inland river basin[J]. *Advances in Earth Science*, 2008, 23(7): 675-681. (in Chinese))
- [5] 毛晓敏, 杨诗秀, 雷志栋, 等. 叶尔羌河流域裸地潜水蒸发的数值模拟研究[J]. 水科学进展, 1997, 8(4): 313-320. (MAO X M, YANG S X, LEI Z D, et al. Numerical simulation of ground water evaporation from bare soil in Yerqiang River basin [J]. *Advances in Water Science*, 1997, 8(4): 313-320. (in Chinese))
- [6] 陈敏建. 水循环生态效应与区域生态需水类型[J]. 水利学报, 2007, 38(3): 282-288. (CHEN M J. Ecological effect of water cycling and classification of regional ecological water demand[J]. *Journal of Hydraulic Engineering*, 2007, 38(3): 282-288. (in Chinese))
- [7] 陈敏建, 王浩, 王芳, 等. 内陆河干旱区生态需水分析[J]. 生态学报, 2004, 24(10): 2136-2142. (CHEN M J, WANG H, WANG F, et al. Ecological water demand analysis in arid region[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2004, 24(10): 2136-2142. (in Chinese))
- [8] 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 M J, ZHANG Q X, WANG Y, 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))
- [9] 陈亚宁, 陈亚鹏, 朱成刚, 等. 西北干旱荒漠区生态系统可持续管理理念与模式[J]. 生态学报, 2019, 39(20): 7410-7417. (CHEN Y N, CHEN Y P, ZHU C G, et al. The concept and mode of ecosystem sustainable management in arid desert areas in northwest China[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2019, 39(20): 7410-7417. (in Chinese))
- [10] 王思佳, 刘鸽, 赵文智, 等. 干旱、半干旱区地下水可持续性研究评述[J]. 地球科学进展, 2019, 34(2): 210-223. (WANG S J, LIU H, ZHAO W Z, et al. Groundwater sustainability in arid and semi-arid environments: a review[J]. *Advances in Earth Science*, 2019, 34(2): 210-223. (in Chinese))
- [11] 段浩, 赵红莉, 蒋云钟, 等. 基于GF-1的酒泉盆地植被与地下水埋深关系研究[J]. 科技通报, 2018, 34(11): 216-220. (DUAN H, ZHAO H L, JIANG Y Z, et al. Relationship between vegetation and groundwater depth in Jiuquan Basin based on GF-1 data[J]. *Bulletin of Science and Technology*, 2018, 34(11): 216-220. (in Chinese))
- [12] 王忠静, 王海峰, 雷志栋. 干旱内陆河区绿洲稳定性分析[J]. 水利学报, 2002, 33(5): 26-30. (WANG Z J, WANG H F, LEI Z D. Stability analysis of oasis in arid region[J]. *Journal of Hydraulic Engineering*, 2002, 33(5): 26-30. (in Chinese))
- [13] 古力米热·哈那提, 张音, 关东海, 等. 生态输水条件下塔里木河下游断面尺度地下水水流数值模拟[J]. 水科学进展, 2020, 31(1): 61-70. (GULIMIRE H, ZHANG Y, GUAN D H, et al. Numerical simulation of groundwater flow at cross-section scale in the lower reaches of Tarim River under the condition of ecological water conveyance [J]. *Advances in Water Science*, 2020, 31(1): 61-70. (in Chinese))
- [14] FAN Y, LI H, MIGUEZ-MACHO G. Global patterns of groundwater table depth[J]. *Science*, 2013, 339(6122): 940-943.
- [15] SENEVIRATNE S I, CORTI T, DAVIN E L, et al. Investigating soil moisture-climate interactions in a changing climate: a review[J]. *Earth-Science Reviews*, 2010, 99(3/4): 125-161.
- [16] 秦耀东. 土壤物理学[M]. 北京: 高等教育出版社, 2003: 34. (QIN Y D. Soil physics[M]. Beijing: Higher Education Press, 2003: 34. (in Chinese))
- [17] 陈世鑑, 张昊. 中国北方草地植物根系[M]. 长春: 吉林大学出版社, 2001. (CHEN S H, ZHANG H. The root system of

- grassland plants in northern China [M]. Changchun: Jilin University Press, 2001. (in Chinese))
- [18] 王芳, 梁瑞驹, 杨小柳, 等. 中国西北地区生态需水研究(1): 干旱半干旱地区生态需水理论分析[J]. 自然资源学报, 2002, 17(1): 1-8. (WANG F, LIANG R J, YANG X L, et al. A study of ecological water requirements in Northwest China: I : theoretical analysis[J]. Journal of Natural Resources, 2002, 17(1): 1-8. (in Chinese))
- [19] CHEN Y N, ZILLIACUS H, LI W H, et al. Ground-water level affects plant species diversity along the lower reaches of the Tarim River, Western China[J]. Journal of Arid Environments, 2006, 66(2): 231-246.
- [20] 陈荷生. 西北干旱地区水资源系统开发对植被的影响[J]. 干旱区资源与环境, 1991, 5(1): 57-65. (CHEN H S. The influence of water resources system exploitation on vegetation in arid northwest area[J]. Journal of Arid Land Resources & Environment, 1991, 5(1): 57-65. (in Chinese))
- [21] 马玉蕾, 王德, 刘俊民, 等. 地下水与植被关系的研究进展[J]. 水资源与水工程学报, 2013, 24(5): 36-40, 44. (MA Y L, WANG D, LIU J M, et al. Research progress on the relationship between groundwater and vegetation[J]. Journal of Water Resources and Water Engineering, 2013, 24(5): 36-40, 44. (in Chinese))
- [22] 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 L M, GUO Z X, LONG Y H, et al. Research advances in ecological groundwater level in arid areas[J]. Ecological Science, 2015, 34(2): 187-193. (in Chinese))
- [23] 张佩, 袁国富, 庄伟, 等. 黑河中游荒漠绿洲过渡带多枝柽柳对地下水位变化的生理生态响应与适应[J]. 生态学报, 2011, 31(22): 6677-6687. (ZHANG P, YUAN G F, ZHUANG W, et al. Ecophysiological responses and adaptation of Tamarix ramosissima to changes in groundwater depth in the Heihe River basin[J]. Acta Ecologica Sinica, 2011, 31(22): 6677-6687. (in Chinese))
- [24] 樊自立, 陈亚宁, 李和平, 等. 中国西北干旱区生态地下水埋深适宜深度的确定[J]. 干旱区资源与环境, 2008, 22(2): 1-5. (FAN Z L, CHEN Y N, LI H P, et al. Determination of suitable ecological groundwater depth in arid areas in Northwest Part of China[J]. Journal of Arid Land Resources and Environment, 2008, 22(2): 1-5. (in Chinese))

Calculation and regulation of groundwater level based on the stability of groundwater-dependent ecosystem*

WANG Yong¹, CHEN Minjian¹, ZHAO Yong¹, YAN Long¹, DENG Wei¹, WANG Qingming^{1,2}

(1. China Institute of Water Resources and Hydropower Research, Beijing 100038, China;

2. State Key Laboratory of Hydrology-Water Resources And Hydraulic Engineering, Hohai University, Nanjing 210098, China)

Abstract: Human activities have dramatically changed the subsurface flow and caused problems such as salinization and desertification that degrade groundwater-dependent ecosystem. Taking the shallow groundwater layer as the link, a conceptual model of phreatic water evaporation in arid plains is established. The model analyses the groundwater depth conditions of desertification and salinization in arid areas, and calculates threshold water table required for preventing these problems. The Luocheng Irrigation District at the junction of the middle and lower reaches of Heihe River is taken as an example to study the relation between groundwater depths and ecosystems patterns. The contributions of this study include: ① Describing the soil water movement principle caused by desertification outside the salinized oasis in the arid area, based on which, the method for calculating the threshold groundwater depth for preventing salinization is provided. By calculation, the critical groundwater depth leading to soil salinization is 1.3~1.5 m and the calculated critical groundwater level is 8~13 m; ② Discussing the appropriate values of soil equivalent pore diameter and liquid surface tension used for estimating the maximum rising height of capillary water; ③ Proposing a scheme to regulate the groundwater level regulation via controlling irrigation in the area to protect groundwater-dependent ecosystems while satisfying water demand for irrigation and other purposes.

Key words: groundwater-dependent ecosystem; threshold water tables; desertification; salinization; groundwater regulation

* The study is financially supported by the National Science Fund for Distinguished Young Scholar of China (No. 52025093).