

西北典型内陆流域地下水与湿地生态系统协同演化机制

胡 顺, 凌 抗, 王俊友, 乔树锋, 葛孟琰, 孙自永, 马 瑞

Co-evolution mechanism of groundwater and wetland ecosystem in a typical inland watershed in northwest China

HU Shun, LING Kang, WANG Junyou, QIAO Shufeng, GE Mengyan, SUN Ziyong, and MA Rui

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.16030/j.cnki.issn.1000-3665.202202053>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

“引哈济党”工程对敦煌盆地地下水位影响的数值模拟研究

Numerical simulation studies of the influences of water transferring project from the Haerteng River to the Dang River on groundwater levels in the Dunhuang Basin

何剑波, 李玉山, 胡立堂, 尹政, 胡彦斌 水文地质工程地质. 2021, 48(6): 34-43

西北内陆盆地降水入渗补给季节性变化——以新疆昌吉地下水均衡试验场为例

Seasonal variation in recharge of infiltration from precipitation for the inland basins of northwestern China: taking the Changji groundwater balance test station in Xinjiang as an example

齐子萱, 周金龙, 季彦桢, 孙英, 王新中, 郑玉莲 水文地质工程地质. 2020, 47(5): 12-20

西北地区地下水水量-水位双控指标确定研究——以民勤盆地为例

A study of the determination of indicators of dual control of groundwater abstraction amount and water table in northwest China: a case study of the Minqin Basin

王晓玮, 邵景力, 王卓然, 崔亚莉, 张秋兰 水文地质工程地质. 2020, 47(2): 17-24

柴达木盆地生态植被的地下水阈值

Groundwater threshold of ecological vegetation in Qaidam Basin

党学亚, 卢娜, 顾小凡, 金晓媚 水文地质工程地质. 2019, 46(3): 1-1

典型草原露天煤矿区地下水环境演化机理研究

Evolution mechanism of a groundwater system in the opencast coalmine area in the typical prairie

冯海波, 董少刚, 张涛, 李铨, 刘晓波, 李政葵, 王超 水文地质工程地质. 2019, 46(1): 163-163



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

DOI: 10.16030/j.cnki.issn.1000-3665.202202053

胡顺, 凌抗, 王俊友, 等. 西北典型内陆流域地下水与湿地生态系统协同演化机制 [J]. 水文地质工程地质, 2022, 49(5): 22-31.
HU Shun, LING Kang, WANG Junyou, *et al.* Co-evolution mechanism of groundwater and wetland ecosystem in a typical inland watershed in northwest China[J]. Hydrogeology & Engineering Geology, 2022, 49(5): 22-31.

西北典型内陆流域地下水与湿地生态系统 协同演化机制

胡 顺, 凌 抗, 王俊友, 乔树锋, 葛孟琰, 孙自永, 马 瑞
(中国地质大学(武汉)环境学院, 湖北武汉 430078)

摘要: 以生态输水为代表的湿地修复工程在西北内陆流域得到了广泛应用, 生态输水情形下地下水与湿地植被的交互作用决定着湿地生态系统的演化过程。以西北典型内陆流域——石羊河流域青土湖湿地为研究区, 基于地下水-湿地生态系统多要素一体化动态监测网络, 结合稳定同位素和卫星遥感技术手段, 分析生态输水情形下的地下水动态变化与湿地植被恢复情况, 从水文地质角度揭示地下水与湿地生态系统的协同演化机制。结果显示: 夏季末和秋季生态输水时, 湖水补给地下水且土壤含水率增大, 最大土壤含水率可达 $0.45 \text{ m}^3/\text{m}^3$; 冬季湿地湖面和表层土壤冻结, 湖水对地下水补给量减少, 春季冻土和湖面消融导致地下水略有回升, 同时增大土壤含水率; 夏季在下次生态输水前湖面面积最小(湖面面积最小约为 1 km^2 , 地下水水位最大埋深为 3.6 m), 部分区域地下水补给湖水, 此时表层土壤含水率也最低(最小土壤含水率为 $0.01 \text{ m}^3/\text{m}^3$); 夏季末和秋季生态输水通过将生态水储存在地下水和土壤中进而作用于次年的植被恢复与生长, 增大生态输水所形成的湖面面积有助于增加湿地植被覆盖度(相关系数均值为 0.655); 湿地地表水-土壤-地下水相互作用所形成的土壤水环境是影响湿地植被类型、根系分布和水分利用策略的主要原因, 其中地下水埋深是关键性因素, 地下水埋深增大导致植被类型增多、根系分布深度加大、倾向于利用深层土壤水。研究成果可为西北内陆流域湿地生态系统恢复和水资源高效利用提供科学依据。

关键词: 西北内陆流域; 生态输水; 地下水; 湿地; 植被恢复

中图分类号: P641.69

文献标志码: A

文章编号: 1000-3665(2022)05-0022-10

Co-evolution mechanism of groundwater and wetland ecosystem in a typical inland watershed in northwest China

HU Shun, LING Kang, WANG Junyou, QIAO Shufeng, GE Mengyan, SUN Ziyong, MA Rui
(School of Environmental Studies, China University of Geosciences, Wuhan, Hubei 430078, China)

Abstract: Wetland restoration projects represented by ecological water conveyance have been widely used in the inland watersheds in northwest China. The interaction between groundwater and wetland vegetation under the ecological water conveyance determines the evolution of wetland ecosystems. In this study, the Qingtu Lake Wetland of the Shiyang River Basin in northwest China is taken as the research area, and the groundwater dynamic change and wetland vegetation restoration under the condition of the ecological water conveyance are

收稿日期: 2022-02-16; 修订日期: 2022-03-19

投稿网址: www.swdzgcdz.com

基金项目: 国家重点研发计划项目(2017YFC0406105)

第一作者: 胡顺(1992-), 男, 博士, 副教授, 主要从事生态水文学研究。E-mail: hushun@cug.edu.cn

通讯作者: 马瑞(1982-), 女, 博士, 教授, 主要从事水文地质学研究。E-mail: rma@cug.edu.cn

analyzed based on a multi-element integrated monitoring network of groundwater-wetland ecosystem, combining with technologies of stable isotopes and satellite remote sensing. The purpose of this work is to reveal the co-evolution mechanism of groundwater and wetland ecosystems from the perspective of hydrogeology. The results show that the lake water recharges groundwater and the soil moisture increases during the ecological water delivery in late summer and autumn (the maximum soil moisture of observation sites is $0.45 \text{ m}^3/\text{m}^3$). In winter, this recharge decreases with the freezing of lake and surface soil. The thawing of frozen soil and lake in spring leads to a slight recovery of groundwater and an increase in soil moisture. In summer, the lake surface and the groundwater level are the smallest before the next ecological water delivery (the minimum surface area is about 1 km^2 , and the maximum groundwater depth of observation sites is 3.6 m). Meanwhile, the surface soil moisture is also the lowest (the minimum soil moisture of observation sites is $0.01 \text{ m}^3/\text{m}^3$), and the groundwater recharges the lake in some areas. The ecological water conveyed in late summer and autumn can act on vegetation recovery and growth in the following year by storing the water in groundwater and soil. Increasing the lake surface area formed by ecological water is helpful in upgrading vegetation coverage (the average correlation coefficient is 0.655). The soil water environment formed by the interaction of surface water-soil-groundwater is the main factor affecting vegetation types, root distribution and water use strategy. It is mainly controlled by the groundwater depth. With the increasing groundwater depth, the vegetation types and root depths increase, and the vegetations tend to use deep soil water. The research results can provide a scientific basis for the restoration of wetland ecosystems and efficient use of water resources in the northwestern inland basins.

Keywords: northwestern inland river basin; ecological water conveyance; groundwater; wetland; vegetation restoration

西北内陆流域的湿地在维护生物多样性、改善小气候、防止荒漠化和固碳等方面具有重要价值,但因干旱少雨、水资源匮乏,加之水资源的过度利用,导致西北内陆流域湿地生态系统退化严重,其保护和修复极为迫切。生态输水作为干旱区生态环境修复的主要方式之一,在西北内陆流域湿地修复中发挥着重要的作用^[1]。

地下水作为湿地水文系统的重要组成部分,其水位因生态输水而发生明显的波动,对植物群落组成、根系分布和水分利用策略等产生重要的影响^[2]。在解释湿地植物群落的变化时,地下水埋深的时空变化比土壤性质、pH 等指标更具有说服力^[3-5]。在塔里木河下游河岸带湿地,草本植物主要分布在近河岸地下水埋深较小的区域,而乔木和灌木则分布在远离河岸地下水埋深较大的区域,原因是不同地下水埋深导致土壤水分状态存在明显差异,同时不同植被对土壤水分状态适应性具有差别^[6]。地下水埋深是植物根系分布深度的主要驱动力,且两者呈线性相关,较浅的根系可以使植物避免因过浅的地下水埋深而导致缺氧胁迫,较深的根系可以使植被利用埋深较大的地下水^[7-9]。植物水分利用策略会因地下水水位波动及时调整,以最大程度减少因干旱导致的胁迫^[10-11]。在美

国西南部河岸湿地,柽柳在地下水水位下降后迅速做出响应,并将其主要水源由地下水向土壤水转变^[12];在西北干旱区青土湖湿地,白刺灌丛表现出随着地下水埋深增大,其水分来源逐渐变为深层次的土壤水和地下水^[13]。总之,干旱区内陆流域湿地的演化过程与地下水具有紧密的联系,实质上是湿地植被与地下水交互作用产生的结果。因此,有必要从水文地质角度探索地下水与湿地生态系统的协同演化机制^[14],但目前相关研究成果较少^[15-16]。

本文以西北典型内陆流域石羊河流域内的青土湖湿地为研究对象,基于建立的地下水-湿地生态系统多要素一体化动态监测网络,通过分析湿地与地下水的交互作用,揭示了西北典型内陆流域地下水与湿地生态系统的协同演化机制。相关研究成果将为研究区及其他类似地区的湿地生态系统恢复提供科学依据。

1 研究区与数据

1.1 研究区概况

研究区为我国西北干旱区第三大内陆流域石羊河流域内的青土湖湿地(图 1),属温带大陆性干旱荒漠气候,年平均气温 $7.8 \text{ }^\circ\text{C}$,年平均降水量约 120 mm ,年平均水面蒸发量可达 $2\ 640 \text{ mm}$ 。青土湖湿地地处

民勤绿洲东北角,对于阻止沙漠从东北方向向民勤绿洲入侵发挥着重要作用,具有重要的生态价值。自 20 世纪 50 年代,因石羊河流域上游河道蓄水工程的建设 and 中游红崖山水库的营建,忽视了水库以下河道

的生态需水问题,使青土湖失去了补给水源,于 1959 年完全干涸。为恢复青土湖湿地生态功能,自 2010 年起每年 8—11 月进行生态输水,生态水自红崖山水库放出后经衬砌的输水渠道直达青土湖。

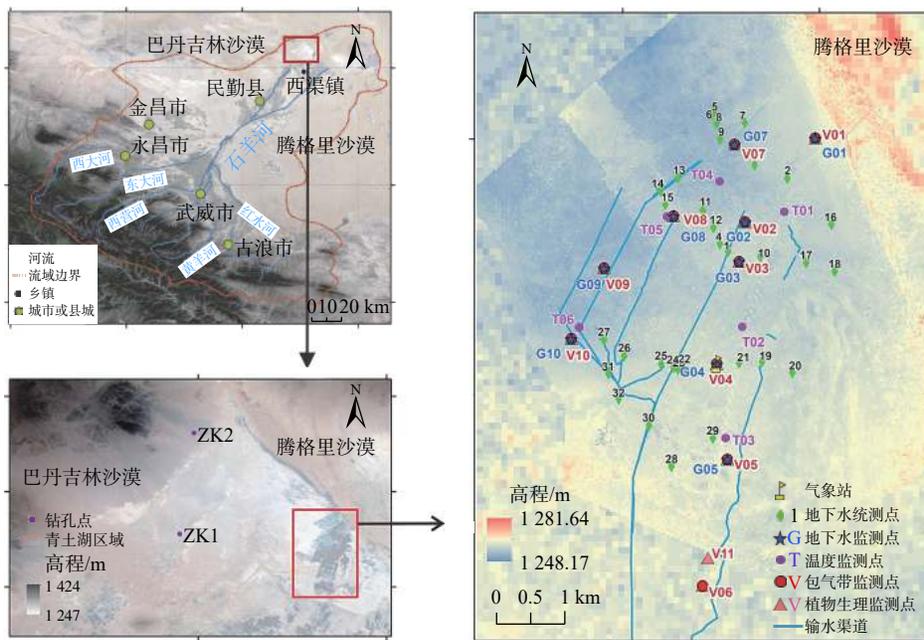


图 1 研究区及监测点布置图

Fig. 1 Location of the study area and the monitoring sites

研究区内地下水主要为第四系松散岩类孔隙水,孔隙水赋存在研究区内广泛分布的第四系砾砂、中粗砂、细砂、粉砂和黏土等构成的含水层中。生态输水前,研究区地下水受降水及凝结水的入渗补给和地下水的侧向补给。生态输水后,输水渠道和湖泊的下渗补给成为研究区地下水的主要来源。研究区地下水主要以蒸散发和侧向径流的形式排泄,其中蒸散发是主要的排泄方式。青土湖湿地内植被类型以矮化木本、半木本或肉质泌盐荒漠植被为主,包括芦苇、白刺、盐爪爪、枸杞、骆驼蓬、梭梭等,其中优势物种为芦苇和白刺。生态输水工程开始前,白刺多、芦苇少;生态输水开始后,地下水水位得到了明显的提升,并促使芦苇显著恢复,现状条件下湿地核心区域呈现出芦苇多、白刺较少的特征,形成了以芦苇为代表植物的依赖于地下水的植被生态系统。

1.2 数据

如图 1 中所示,在青土湖湿地内构建了地下水-湿地生态系统多要素一体化动态监测网络,用于收集地下水、土壤、气象、植被等数据,同时在植物生理监测点开展了土壤水与植物水取样测定 δD 、 $\delta^{18}O$ 。收集了卫星遥感数据用于区域尺度湖面和植被监测。

(1)生态输水时间与水量

从甘肃省水利厅石羊河流域管理局收集了 2010—2019 年红崖山水库向青土湖湿地的生态输水情况(表 1)。放水时间集中在 8—11 月,近年来水库放水量约为 $3\ 200 \times 10^4\ m^3$,入湖水量约为 $2\ 200 \times 10^4\ m^3$ 。

表 1 2010—2019 年红崖山水库向青土湖湿地放水时间
Table 1 The release time of water from Hongyashan Reservoir to Qingtu Lake Wetland from 2010 to 2019

输水开始时间	输水结束时间	输水开始时间	输水结束时间
2010-09-01	2010-10-20	2015-08-17	2015-11-05
2011-09-02	2011-10-24	2016-07-30	2016-11-03
2012-07-31	2012-11-25	2017-08-01	2017-11-21
2013-08-02	2013-11-05	2018-08-06	2018-11-06
2014-06-09	2014-11-04	2019-08-01	2019-10-30

(2)地下水埋深与土壤含水率

构建的动态监测网络内拥有 9 个地下水监测点,构成 2 个地下水监测剖面(剖面 1: G01—G05、剖面 2: G07—G10)。此外,在 G01 监测点附近石羊河流域管理局设置了 1 个长期地下水水文观测站,其年平均地下水埋深变化如图 2 所示。研究区有 10 个土壤含水率监测点 V01—V10(剖面 1: V01—V06,剖面 2: V07—

V10), 每个监测点的监测深度分别为 10, 25, 50, 75, 100, 150, 200, 250, 300 cm(深度受 2018 年 7 月潜水面影响, 潜水面以下无监测)。监测网络内的地下水和土壤含水率监测时间为 2018 年 9 月—2021 年 3 月。

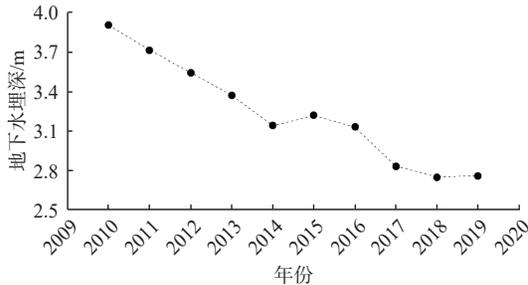


图 2 青土湖湿地长期监测站的地下水埋深变化

Fig. 2 Variation of groundwater depth at the long-term monitoring station of the Qingtu Lake Wetland

(3) 植物类型与根系

2019 年 7 月, 在土壤含水率监测点附近进行了样方尺度(1 m×1 m)的植被类型与根系调查。使用网格纸, 绘制样方简图, 标注植物种类及其分布位置、面积。利用挖掘法获得了以 10 cm 为间隔的土壤层内根长密度, 进而得到根系分布特征。

(4) 土壤水与植物水稳定同位素

2019 年 5、7、9 月, 在图 1 中 V01—V09、V11 处, 采集了优势物种芦苇和白刺木栓化茎干和分层土壤(10, 20, 35, 50, 70, 90, 120, 150, 180, 230, 300 cm 深度, 潜水面以下无采样), 用于土壤水与植物水提取并进行 δD 、 $\delta^{18}O$ 稳定同位素测定。

(5) 遥感数据

本研究所需的绿、红、近红外和中红外波段反射率数据来自 Landsat 7、8 卫星, 时间跨度为 2009—2018 年。反射率数据的空间分辨率为 30 m, 卫星回访周期为每 16 天 1 次, 但由于云层影响导致影像缺失, 收集到卫星影像 2009 年 8—9 月 2 幅, 2010 年 7—9 月 4 幅, 2011 年 7 月 1 幅, 2012 年 8—9 月 2 幅。卫星遥感影像用于提取青土湖湿地的湖面面积和计算图 1 研究区周边 10 km 范围内的植被覆盖度。

2 研究方法

2.1 地表水-土壤-地下水相互作用分析

地表水-土壤-地下水相互作用是湿地与地下水相互作用的核心。依据地下水监测剖面 1 和土壤含水率监测剖面 1 的数据, 利用克里金空间插值获得剖面尺度的土壤含水率连续分布, 通过讨论土壤含水率和地下水的时空变化规律, 进而分析地表水-土壤-地下

水的相互作用。

2.2 湖面提取与植被覆盖度计算

采用修正归一化差异水体指数(MNDWI)^[17]提取湿地湖面:

$$MNDWI = \frac{G - MIR}{G + MIR} \quad (1)$$

式中: G ——绿波段反射率;

MIR ——中红外波段反射率。

当 MNDWI 大于 0 时表示水体, 其他覆盖类型 MNDWI 均小于等于 0。

采用归一化差异植被指数(NDVI)^[18]计算植被覆盖度(FVC)^[19]:

$$FVC = \frac{NDVI - NDVI_{soil}}{NDVI_{veg} - NDVI_{soil}} \quad (2)$$

$$NDVI = \frac{NIR - R}{NIR + R} \quad (3)$$

式中: NIR ——近红外波段反射率;

R ——红波段反射率;

$NDVI_{soil}$ ——裸土的 NDVI 值;

$NDVI_{veg}$ ——纯植被覆盖的 NDVI 值。

$NDVI_{soil}$ 、 $NDVI_{veg}$ 分别取 NDVI 累积分布 0.5% 和 99.5% 对应的 NDVI 值。

2.3 湿地优势植物物种的水分利用策略分析

基于分层土壤水与芦苇、白刺植物水的 δD 、 $\delta^{18}O$ 稳定同位素值, 利用 MixSIAR 模型^[20]定量计算各层土壤水对植物水分利用的贡献率, 讨论植被的水分利用策略。MixSIAR 模型为:

$$Y = \sum_{n=1}^N p_n \mu_n \quad (4)$$

式中: Y ——植物水的稳定同位素值;

μ_n ——第 n 层土壤水的稳定同位素值;

p_n ——第 n 层土壤水对植物水分利用的贡献率, 其值为 0~1。

3 结果与分析

3.1 生态输水情形下地表水-土壤-地下水相互作用过程

由图 2 可知, 自 2010 年生态输水后, 地下水水位得到了明显抬升, 并于 2017 年之后地下水埋深年平均值得趋于稳定。为进一步分析地下水埋深的空间变化特征, 由图 3 可知, 进入 8 月后, 各个监测点的地下水埋深因生态输水出现了明显下降。随着湿地中心地下水水位的升高, 地下水开始向侧向补给。距离湿地中心较远位置的监测点地下水埋深出现一定程度的

降低。进入 3 月之后,由于气温上升,地表水以及冻结的表层土壤水消融补给地下水,监测点的地下水水位表现出一定程度的回升,G04 及 G05 点位的回升效果最为显著。在此之后,随着气温的不断上升,各点位的地下水埋深不断增大,直到 7 月底达到最大。

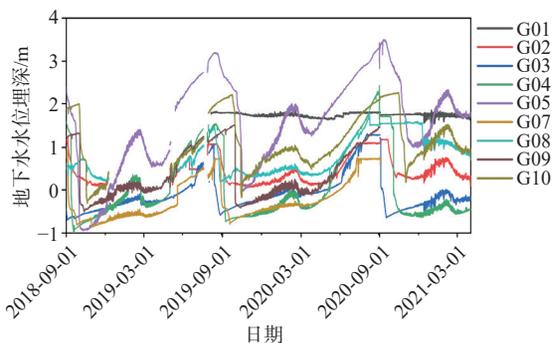


图 3 各地下水监测点的埋深变化

Fig. 3 Variation of groundwater depths at the monitoring sites

不同时间剖面 1 的土壤含水率插值结果见图 4。由图可知,各个监测点包气带的土壤含水率具有一定差异,表明不同点位受生态输水影响的程度不同,地理位置是影响点位之间差异的重要原因,地势越低或越靠近湿地中心位置的区域更易受到生态输水的补给。同时,地势较低的区域排泄能力较差,不易产生较大程度的水分波动。多数点位土壤含水率在年内均呈现明显的“上干下湿”状态,表明该区域受到的降雨补给较少。

生态输水情形下湿地地表水-土壤-地下水的相互作用关系为:在夏季末和秋季生态输水后,湖水面积增大,湖水位上升,湖水补给地下水,导致地下水水位从湿地中心至湿地周围逐步上升,从而使包气带下界面上升,土壤含水率增大。进入冬季后,湿地湖面冻结,湖水位下降,湖水仍补给地下水,但总体来说,湖水对地下水的补给量减小,地下水水位下降,包气带表层冻结。以上过程显示了生态输水后地表水转化为地下水和土壤水的储存过程。在春季,冻土和湖面消融导致地下水水位略有回升,深部含水率维持在较高水平。在夏季没有输水的情况下,湖水面积减小到年内最低水平,地下水水位下降,部分区域地下水与湖水的补排关系改变为地下水补给湖水,包气带表层含水率减小,毛细带深度下降。

3.2 生态输水对湿地植被生态系统恢复的作用机制

自 2010 年 9 月生态输水开始后,青土湖湿地出现了随时间变化的湖面,见图 5(a)。生态输水期间,湿地内湖面逐渐增大,冬季最大可达 14 km²,生态输水

停止后,湿地湖面面积因蒸发和下渗逐渐缩小,于下次生态输水前在夏季末达到最小面积约 1 km²。由此可知,湿地内大面积区域经历了季节性淹水,且主要淹水时间在秋、冬、春季。青土湖湿地周边 10 km 范围内的植被覆盖度也表现出明显的季节性变化特征,见图 5(b)。每年的 11 月至次年 2 月是各个区间植被覆盖面积的最低点,6—9 月是各个区间植被覆盖面积的最高点。但是,各区间的植被覆盖面积之间也存在一定的差异。当年生态输水形成的最大湖面面积与次年 7 月(植被生长最旺盛时)各植被覆盖度对应面积之间的相关性见表 2。由表可知,湖面积增大主要影响的是 0~50% 植被覆盖度的区域,植被覆盖度大于 50% 的区域几乎不受影响。

表 2 当年生态输水形成的最大湖面面积与次年 7 月各植被覆盖度对应面积的相关性

Table 2 Correlations between the largest lake surface area formed by ecological water transport in the current year and the area of vegetation coverage at different levels in July of the following year

FVC	0 ~ 10%	10% ~ 30%	30% ~ 50%	50% ~ 70%	70% ~ 100%
相关系数	0.853	0.788	0.982	0.437	0.217

当年生态输水形成的湖面面积,对于提高次年湿地内植被覆盖度具有重要作用。自 2010 年开始的生态输水,对研究区地下水水位的持续下降有着很好的遏制作用,地下水水位增高会有效减小湿地湖水对地下水的入渗补给,对湖面维持有重要作用。图 4 显示,虽然生态输水是在夏季末和秋季进行,由于湖水的补给作用,地下水水位上升,包气带毛细带水上升,土壤可保持较高的含水率,并一直维持到次年春季,从而可供植物进行返青时利用。另外,冬春季的冻融过程也可增大浅层土壤含水率。生态输水时,尤其对于浅层分布有黏性土壤的地区地表径流会有一些的下渗,可以增大水流途径上的土壤含水率。通过地表水-土壤-地下水之间的相互作用,夏季末及秋季生态输水使得浅层土壤含水率维持在一定的水平,从而保证了次年植被的恢复与生长。

3.3 湿地植被水分利用策略与地下水的关系

植被根系分布特征对于分析植物水分利用策略具有重要的意义,图 6 展示了 2 条监测剖面上的植被类型、植被根系集中分布区域和地下水埋深。由图可知,地下水埋深是影响植物群落结构(物种组成和密度)与根系分布的主要因素,具体表现为:

(1)对于相同的植物物种,当潜水埋深较浅时,根

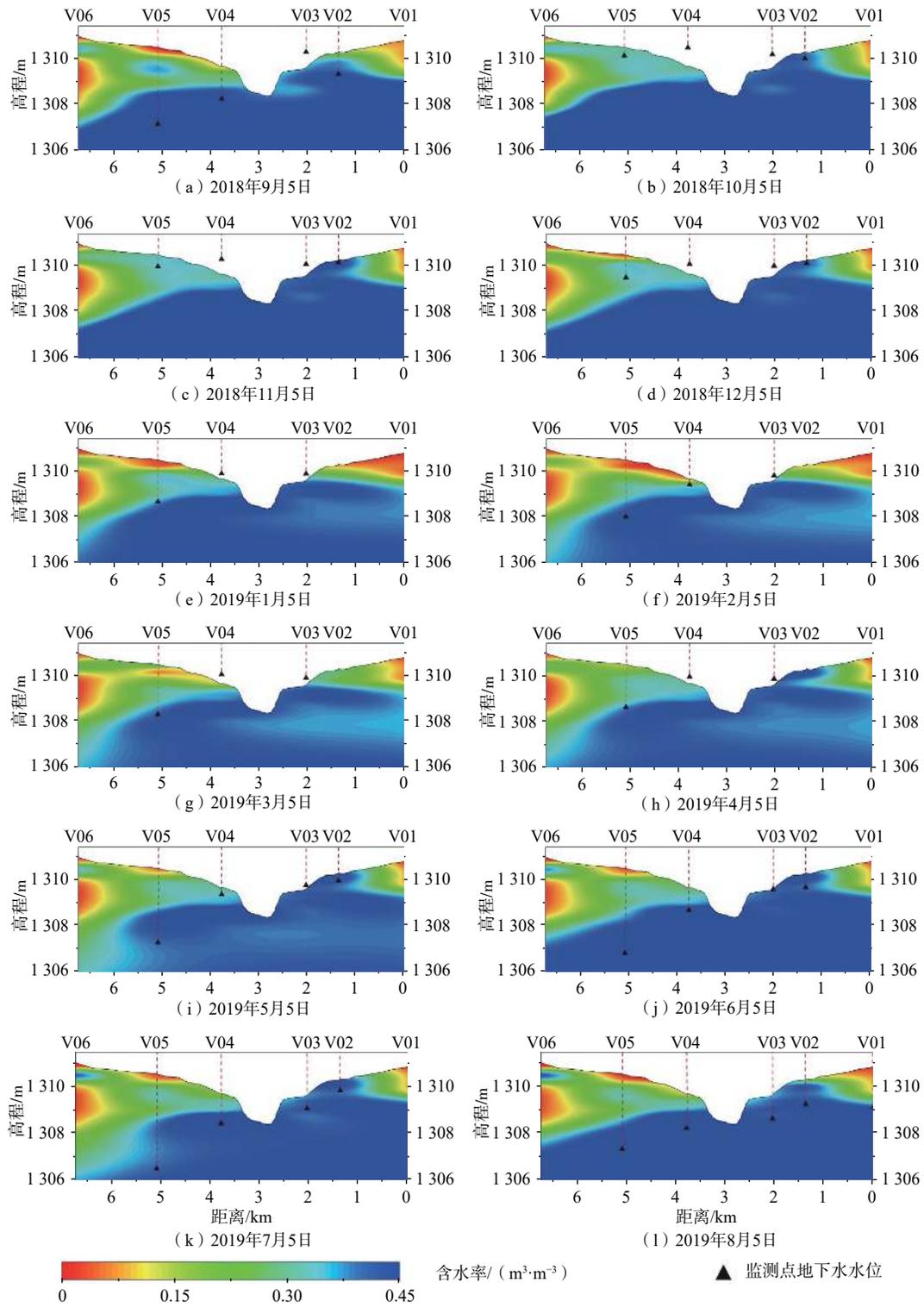


图 4 剖面 1 不同时间土壤含水率插值结果

Fig. 4 Interpolation results of soil moisture in profile 1 at different times

系集中分布在表层, 根长密度随深度增大而递减; 随着潜水埋深的加大, 其根系分布有加深的趋势, 这种生态适应有利于植物从更大的垂向空间范围内获取水分。

(2) 自湖心向湖岸, 随着潜水埋深的加大, 从芦苇单物种群落过渡到芦苇+白刺群落, 最后变为梭梭+白刺+芦苇群落, 由湿生植物向旱生植物演替。有趣的是, 随着环境中的水资源减少, 物种丰度在增多, 说明在

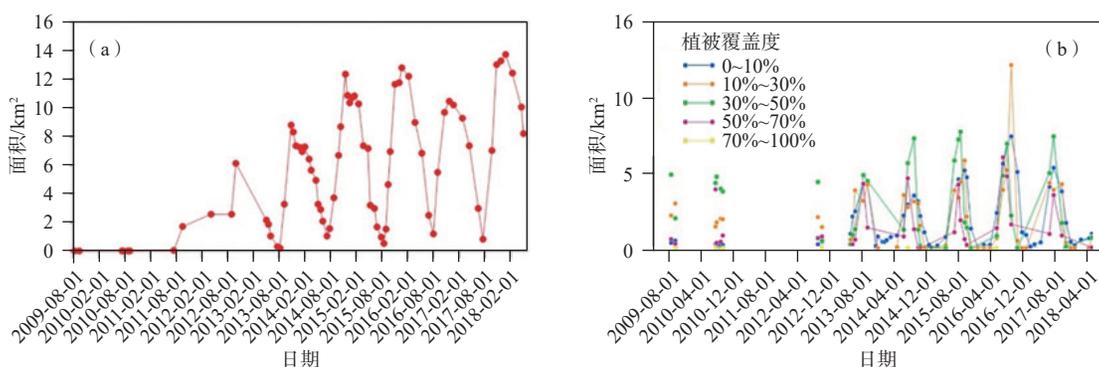


图 5 (a) 青土湖湿地湖面面积及 (b) 周边 10 km 范围植被覆盖度随时间的变化

Fig. 5 Changes of the lake area (a) and surrounding vegetation coverage within 10 km (b) with time

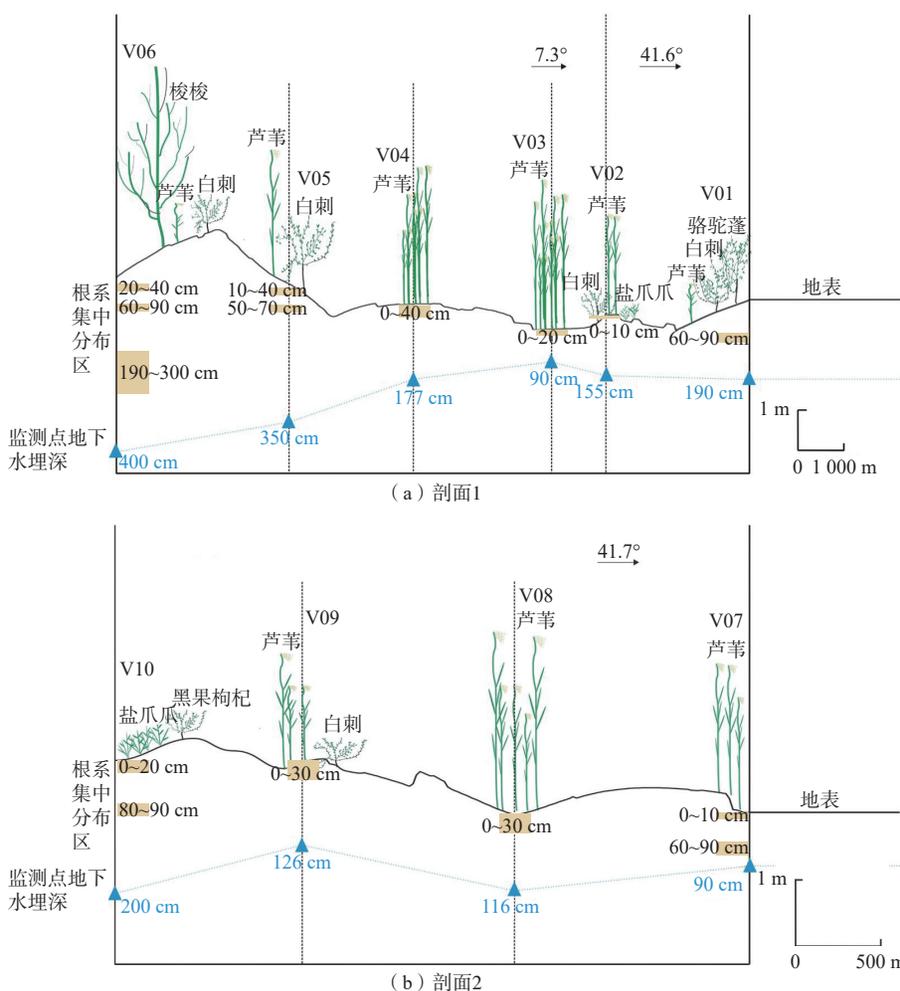


图 6 监测剖面各监测点植被根系集中分布区特征

Fig. 6 Characteristics of the concentrated distribution area of vegetation root at each monitoring point in the monitoring profiles

干旱区, 大多数植物都进化出了对缺水胁迫的适应机制, 反而对淹水胁迫的耐受性较差, 从而使得在干旱区湿地环境中, 淹水胁迫成了控制物种多样性的重要因素。

(3) 随着潜水埋深的加大和包气带的增厚, 根系在垂向上的分层现象更加明显, 这主要是因为随着可

利用水分的减少, 物种间的水分竞争加剧, 从而导致生态位在空间上的分化。

利用式(4)和同位素数据, 计算了不同深度土壤水分对青土湖湿地芦苇与白刺植物水的贡献率, 春季(5月)、夏季(7月)和秋季(9月)的结果见图7和图8。

图中随深度变化的绿色柱状图表示各深度土壤水对植物水贡献率的相对大小。由图可知,离湖距离引起地下水埋深差异是影响植物用水策略的主要因素。当外部水源供应的土壤水分足以供植物吸收利用时,就有可能替代地下水,成为干旱地区内陆植物在干旱期的重要水源。受连续输水叠加效应的影响,水面面积逐渐增加,促进芦苇等湿地植物的生长。在湖面周围,芦苇可以直接利用湖水。随着距湖面距离

的增加,芦苇的主要水源逐渐由浅层土壤水向中深层土壤水过渡,最终转变为浅层土壤水。白刺也表现出类似的模式。受长期地下水水位上升的影响,湖面附近的白刺既利用浅层土壤水又利用地下水;离湖面较远的白刺则倾向于利用中层土壤水,这与白刺根系发育的分布特征密切相关。但对于距离湖面极远的植物,如V06、V11样地,生态输水对植物生境的影响不大,植物用水策略没有明显变化。

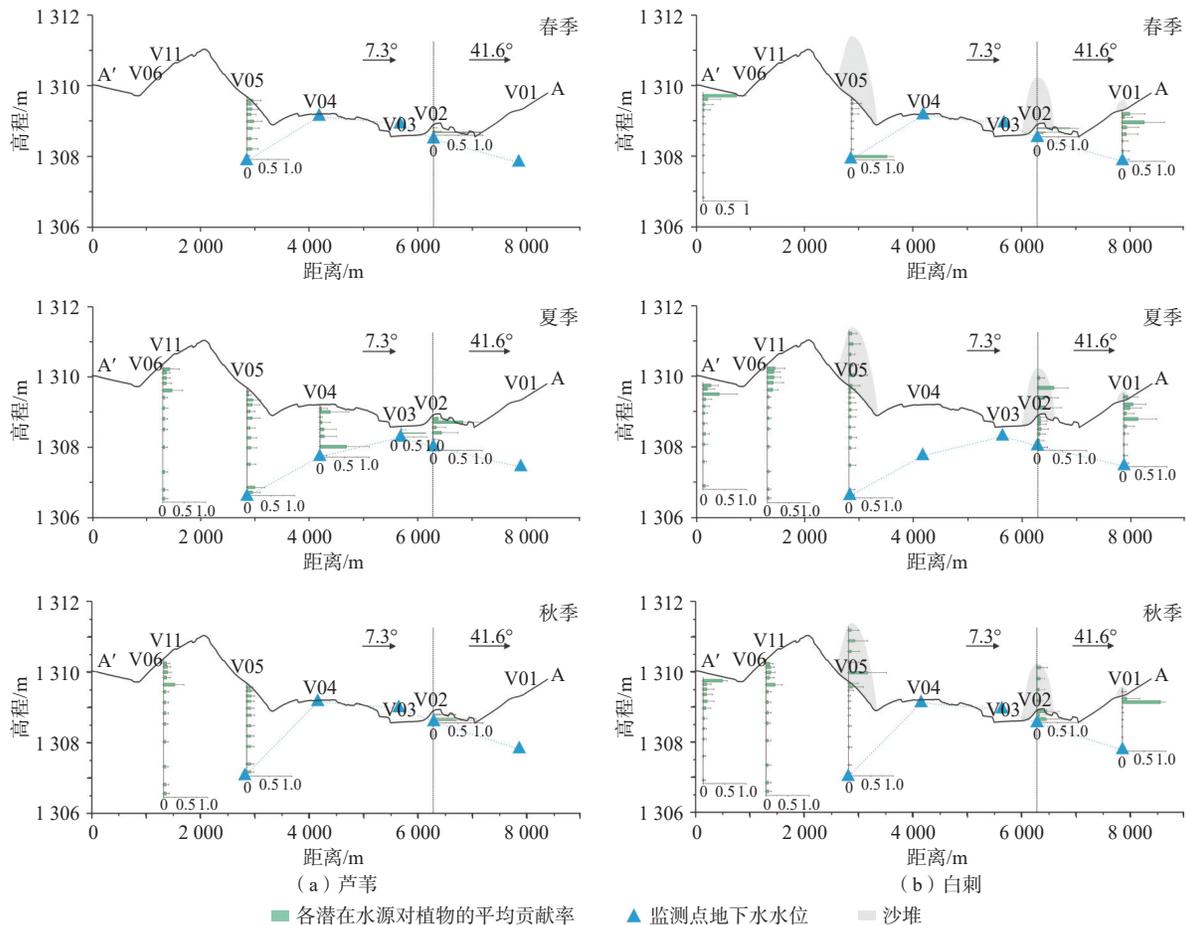


图7 剖面1不同深度土壤水对植物水的贡献率

Fig. 7 Contribution rate of soil water at different depths to plant water in profile 1

注:白刺采样点位于地下水监测点附近的沙堆上,位置比地下水监测点所在高程大。

植物在生态输水影响下表现出灵活的水分利用策略,以适应生长环境的改善。由于生态输水发生在生长季中后期,随着生长季的推移,青土湖湿地植物的水分胁迫呈先上升后下降的趋势。受生态输水的影响,从春季到夏季再到秋季,青土湖湿地2种典型植被芦苇和白刺的吸水层位呈先下降后上升的趋势,主要是地下水-土壤-地表水之间相互作用形成的土壤水环境导致的。

4 结论

(1)夏季末与秋季的生态输水会形成较大范围的湖面,湖水通过入渗补给地下水使得地下水埋深减小,并引起土壤湿度增加;冬春季湖水及土壤冻融有助于减缓地下水水位下降和土壤含水率降低;生态输水后形成较低地下水埋深和较高土壤含水率以及植被吸水层位特征,表明生态水通过储存在地下水及土

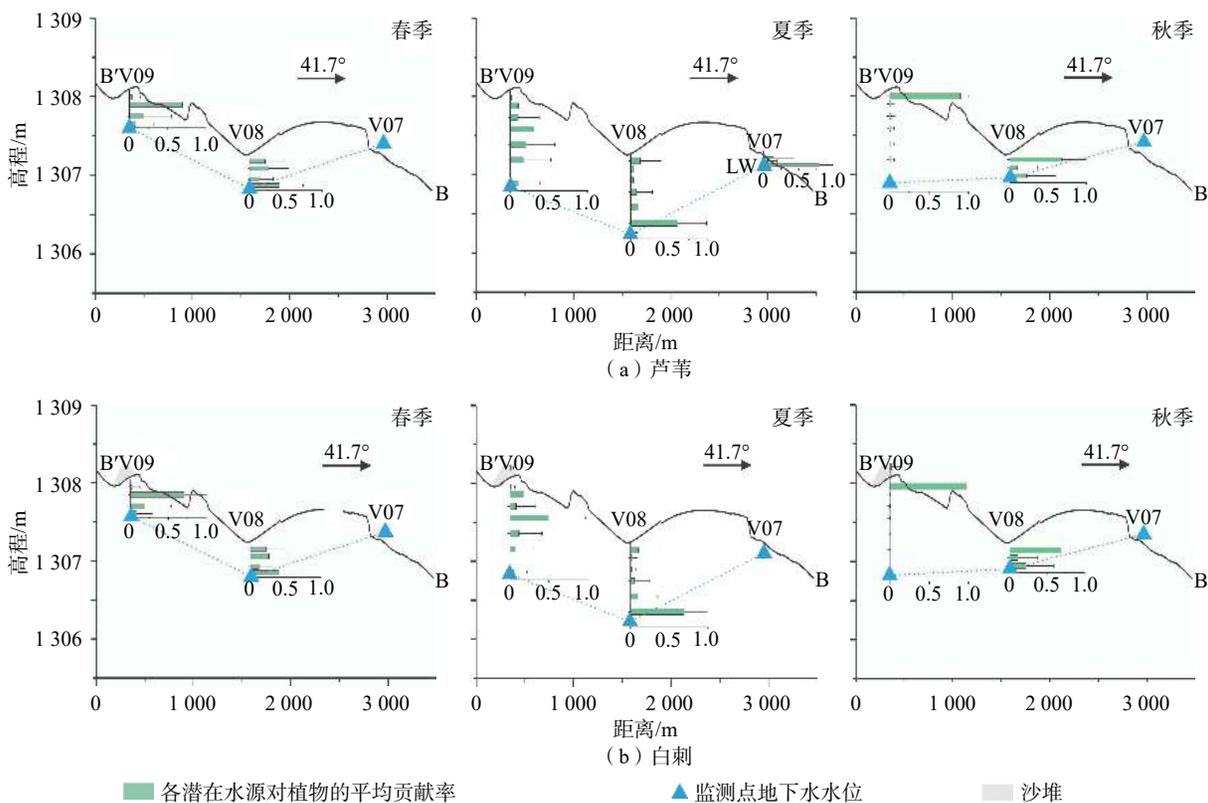


图 8 剖面 2 不同深度土壤水对植物水的贡献率

Fig. 8 Contribution rate of soil water to plant water at different depths in profile 2

注: 白刺采样点位于地下水监测点附近的沙堆上, 位置比地下水监测点所在高程大。

壤中而作用于次年的植被恢复与生长; 在进行生态输水时, 增大湖面面积有助于植被覆盖度的增加。

(2) 湿地地表水-土壤-地下水相互作用所形成的土壤水环境是影响湿地植被类型、根系分布和水分利用策略的主要原因, 其中地下水埋深是关键性因素。距离湖面越远, 地下水埋深增大, 植被类型种类增多, 根系分布深度增加, 同时植被更倾向于利用深层土壤水。

总之, 本研究基于构建的地下水-湿地生态系统多要素一体化动态监测网络, 初步揭示了西北典型内陆流域地下水与湿地生态系统的协同演化机制, 可为研究区及其他类似地区的湿地生态系统恢复提供一定的科学依据。

参考文献 (References) :

[1] 周茂箐, 春喜, 梁文军, 等. 中国干旱区湿地变化与修复研究综述[J]. 内蒙古农业大学学报(自然科学版), 2018, 39(2): 94 - 100. [ZHOU Maoqing, CHUN Xi, LIANG Wenjun, et al. A review on wetland changing and restoration research of China arid-region[J]. Journal of

Inner Mongolia Agricultural University (Natural Science Edition), 2018, 39(2): 94 - 100. (in Chinese with English abstract)]

[2] 孙自永, 王俊友, 葛孟琰, 等. 基于水稳定同位素的地下水型陆地植被识别: 研究进展、面临挑战及未来研究展望[J]. 地质科技通报, 2020, 39(1): 11 - 20.

[SUN Ziyong, WANG Junyou, GE Mengyan, et al. Isotopic approaches to identify groundwater dependent terrestrial vegetation: Progress, challenges, and prospects for future research[J]. Bulletin of Geological Science and Technology, 2020, 39(1): 11 - 20. (in Chinese with English abstract)]

[3] HOSE G C, BAILEY J, STUMPP C, et al. Groundwater depth and topography correlate with vegetation structure of an upland peat swamp, Budderoo Plateau, NSW, Australia[J]. Ecohydrology, 2014, 7(5): 1392 - 1402.

[4] MATA-GONZÁLEZ R, MARTIN D W, MCLENDON T, et al. Invasive plants and plant diversity as affected by groundwater depth and microtopography in the Great Basin[J]. Ecohydrology, 2012, 5(5): 648 - 655.

[5] 郑丹, 李卫红, 陈亚鹏, 等. 干旱区地下水与天然植被关系研究综述[J]. 资源科学, 2005(4): 160 - 167.

- [ZHENG Dan, LI Weihong, CHEN Yapeng, et al. Relations between groundwater and natural vegetation in the arid zone[J]. *Resources Science*, 2005(4): 160 – 167. (in Chinese with English abstract)]
- [6] HAO X, LI W. Impacts of ecological water conveyance on groundwater dynamics and vegetation recovery in the lower reaches of the Tarim River in northwest China[J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2014, 186 (11): 7605 – 7616.
- [7] FAN Y. Groundwater in the earth's critical zone: Relevance to large-scale patterns and processes[J]. *Water Resources Research*, 2015, 51(5): 3052 – 3069.
- [8] FAN Y, MIGUEZ-MACHO G, JOBBÁGY E G, et al. Hydrologic regulation of plant rooting depth[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 2017, 114 (40): 10572 – 10577.
- [9] SUN Z, LONG X, MA R. Water uptake by saltcedar (*Tamarix ramosissima*) in a desert riparian forest: Responses to intra-annual water table fluctuation[J]. *Hydrological Processes*, 2016, 30(9): 1388 – 1402.
- [10] FRIEDMAN J M, AUBLE G T, SHAFROTH P B, et al. Dominance of non-native riparian trees in western USA[J]. *Biological Invasions*, 2005, 7(4): 747 – 751.
- [11] WEST A G, GOLDSMITH G R, MATIMATI I, et al. Spectral analysis software improves confidence in plant and soil water stable isotope analyses performed by isotope ratio infrared spectroscopy (IRIS)[J]. *Rapid Communications in Mass Spectrometry*, 2011, 25(16): 2268 – 2274.
- [12] NIPPERT J B, BUTLER J J, KLUITENBERG G J, et al. Patterns of *Tamarix* water use during a record drought[J]. *Oecologia*, 2010, 162(2): 283 – 292.
- [13] 姜生秀, 安富博, 马剑平, 等. 石羊河下游青土湖白刺灌丛水分来源及其对生态输水的响应[J]. *干旱区资源与环境*, 2019, 33(9): 176 – 182. [JIANG Shengxiu, AN Fubo, MA Jianping, et al. Water sources of *Nitraria tangutorum* nebkhas and its response to ecological water transfer in Qingtu lake in lower reaches of Shiyang river[J]. *Journal of Arid Land Resources and Environment*, 2019, 33(9): 176 – 182. (in Chinese with English abstract)]
- [14] ORELLANA F, VERMA P, LOHEIDE I S P, et al. Monitoring and modeling water-vegetation interactions in groundwater-dependent ecosystems[J]. *Reviews of Geophysics*, 2012, 50(3): RG3003.
- [15] WU X, MA T, WANG Y. Surface water and groundwater interactions in wetlands[J]. *Journal of Earth Science*, 2020, 31(5): 1016 – 1028.
- [16] 王文科, 宫程程, 张在勇, 等. 旱区地下水文与生态效应研究现状与展望[J]. *地球科学进展*, 2018, 33(7): 702 – 718. [WANG Wenke, GONG Chengcheng, ZHANG Zaiyong, et al. Research status and prospect of the subsurface hydrology and ecological effect in arid regions[J]. *Advances in Earth Science*, 2018, 33(7): 702 – 718. (in Chinese with English abstract)]
- [17] 徐涵秋. 利用改进的归一化差异水体指数(MNDWI)提取水体信息的研究[J]. *遥感学报*, 2005, 9(5): 589 – 595. [XU Hanqiu. A study on information extraction of water body with the Modified Normalized Difference Water Index (MNDWI)[J]. *Journal of Remote Sensing*, 2005, 9(5): 589 – 595. (in Chinese with English abstract)]
- [18] TUCKER C J. Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation[J]. *Remote Sensing of Environment*, 1979, 8(2): 127 – 150.
- [19] JIA K, LIANG S, GU X, et al. Fractional vegetation cover estimation algorithm for chinese GF-1 wide field view data[J]. *Remote Sensing of Environment*, 2016, 177: 184 – 191.
- [20] MOORE J W, SEMMENS B X. Incorporating uncertainty and prior information into stable isotope mixing models[J]. *Ecology Letters*, 2008, 11(5): 470 – 480.

编辑: 张若琳