

# 输水堤防工程对塔里木河中游荒漠河岸林生态系统的影响<sup>\*</sup>

陈永金<sup>1,2,3\*\*</sup> 李卫红<sup>1,3</sup> 刘加珍<sup>2</sup> 张二勋<sup>2</sup> 陈诗越<sup>2</sup>

1. 中国科学院绿洲生态与荒漠环境重点实验室, 乌鲁木齐 830011;

2. 聊城大学环境与规划学院, 聊城 252059; 3. 中国科学院新疆生态与地理研究所, 乌鲁木齐 830011

**摘要** 河岸生态系统的恢复与保育越来越受到人们的关注. 通过建立监测断面对塔里木河中游从2001—2007年输水堤防修建后地下水埋深、地下水化学特征以及植被覆盖度和物种多样性的监测分析发现: 堤防两侧湿地的地下水位呈现下降变化趋势, 地下水矿化度以及主要离子含量呈现大幅度增加, 而植被覆盖度和物种多样性都呈下降变化的趋势; 相关分析结果表明, 在输水堤防修建之初距堤防不同距离处水化学的相关性显著, 而随着时间的推移, 距堤防远处与近处的相关性下降, 距堤防800 m以外区域成为水盐的排泄区. 输水堤防的修建抑制了河水漫溢是堤防外地下水位下降, 水质恶化和植被覆盖度及物种多样性的降低根本原因.

**关键词** 塔里木河 输水堤防 河岸生态系统 地下水位 地下水水质

河岸林是指生活在河道两侧, 依靠河水生存的植物群落. 由于其丰富的产出, 为生物多样性提供适宜生境, 为水生生物提供有机食物, 因此, 具有较强的生态功能<sup>[1-6]</sup>. 而在干旱、半干旱区的河岸林被称作荒漠林, 其重要性更加突出, 因为它们是一些区域唯一的成林乔木<sup>[7]</sup>. 大量研究表明一个河岸林群落健康稳定与区域自然地貌和水文过程密切相关<sup>[8-10]</sup>. 塔里木河流域分布着世界上面积最大的以胡杨为主体的荒漠河岸林植物群落. 由于塔里木河源流区水资源的过度开发导致中下游地区生态受损, 胡杨林植物群落的恢复和保护受到广泛关注<sup>[11-19]</sup>. 如何保护和修复河岸生态系统是生态学家和水利学家在河流治理与保护过程中关注的热点. Mitsch 提出生态工程(ecological engineering)的概念<sup>[20]</sup>, 即运用少量辅助能而对以自然能为主的系统进行环境控制; 20世纪70年代, Christian Coldi 将生物护岸法丰富发展为“近自然工法”<sup>[21]</sup>; 1989年美国的 Mitsch 和 Jorgensn 正式探讨

阐释了 Ecological engineering 的概念<sup>[22]</sup>; 欧美各发达国家已普及了受损河岸生态系统修复技术, 以实现自然与人的和谐共处<sup>[23]</sup>; 日本在理论、施工及高新技术的各个领域丰富发展了受损河岸生态修复技术, 并进一步推广应用道路、城市等领域<sup>[24]</sup>. 我国学者在水利工程的河流、河岸生态系统影响及恢复方面也做了较多工作<sup>[15-28]</sup>. 2001年12月, 在塔里木河中游地区河道两侧建起了输水堤防, 堤防的修建对中游地区的生态会有怎样的影响? 本文通过对塔里木河中游输水堤防修建后7年来水位、水质及植被的监测资料的分析, 研究水利工程的生态效应, 探讨生态保育对策, 以此为干旱区河岸生态系统的科学管理提供参考.

## 1 研究区概况

塔里木河中游段系指从轮台县的英巴扎至尉犁县的恰拉, 长398 km<sup>[29]</sup>. 本区年平均气温10.5℃,

2008-08-26 收稿, 2008-09-29 收修改稿

\* 国家自然科学基金(批准号: 40871239, 40871059, 40772209)和中国科学院知识创新项目(KZCX2-XB2-03)资助

\*\* E-mail: yongjincheng2004@yahoo.com.cn

©1994-2018 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

年平均日照数轮台县为 2778h、尉犁县为 2970.3h,  $\geq 10^{\circ}\text{C}$  的年积温轮台县为 4039.4 $^{\circ}\text{C}$ 、尉犁县为 4183.9 $^{\circ}\text{C}$ , 无霜期轮台县为 211d、尉犁县为 214d<sup>[29]</sup>, 年降水量为 25—75mm, 蒸发力却高达 3000mm 左右, 源头来水是塔里木河干流唯一补给源. 研究区土壤母质以粘土、亚粘土、壤土、沙壤土及细沙为主, 细沙主要沉积在河道流过的地带, 致使这些土壤母质在地层中交错分布, 数十米深地层中没有砾石层分布. 植物区系包括亚洲中部成分、中亚成分、古地中海成分和少量泛热带成分<sup>[30]</sup>, 乔木主要是胡杨(*Populus euphratica*), 灌木主要有柽柳(*Tamarix spp.*)、黑刺(*Lycium ruthenicum*)、铃铛刺(*Halimodendron halodendron*)、白刺(*Nitraria sibirica*)等, 草本植物主要有芦苇(*Phragmites communis*)、大花罗布麻(*Poacynum hendersonii*)、疏叶骆驼刺(*Alhagi sparsifolia*)、花花柴(*Karelinia caspica*)、胀果甘草(*Glyzyrrhiza inflata*)等.

## 2 数据监测与分析方法

### 2.1 监测井与样地布设与采样

塔里木河中游输水堤防最先完成的河段是从沙子河到阿其河, 监测断面就在沙子河、阿其河以及处在它们中间的乌斯满三处设置. 每个断面设有 6 眼监测井(图 1), 分别距离堤防 100, 300, 500, 1000, 1500, 2000m. 2005 年整个中游(从沙吉力克至铁依孜)的堤防完成, 根据实际需要又新增了沙吉力克和铁依孜两个监测断面, 原沙子河断面在河道南岸, 交通不便, 给监测带来困难, 原乌斯满断面和阿其河断面监测井由于当时设计的较为简陋, 有 5 眼井遭到人为破坏, 因此, 2006 年 3 月原来的 3 个监测断面和监测井重新布设, 加上新增的 2 个, 共 5 个监测断面, 分别为沙吉利克(MA)、新沙子河(MB)、新乌斯满(MC)、新阿其河(MD)和铁依孜(ME)断面(图 2). 其中, 新沙子河断面是把原监测断面移到了北岸, 新乌斯满和新阿其河断面是在原监测断面基础上分别向西平移了 2000m, 新的监测井分别距离堤防 100, 300, 500, 800, 1000, 1500m, 沙吉力克断面 6 眼井和植物样地根据距离堤防从近到远分别命名为 MA1-MA6, 同

理, 铁依孜断面的 6 眼监测井同样地分别命名为 ME1-ME6. 每个新设置监测井每月进行地下水埋深变化监测和水化学采样分析, 地下水埋深测量用电导法, 水化学分析内容有: 矿化度、pH、总碱度、总硬度、电导率、 $\text{CO}_4^{2-}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$  等 13 项指标, 分析方法分别采用常规分析法. 堤防建成之初的 2001 年 12 月的水位、水质资料作为堤防影响前的资料.

在每个监测井附近都设有植物样地, 样地大小为 50m $\times$ 50m, 间隔为 200 或 300m, 距河道最近的样地为 2km. 每个样地被分成 4 个 25m $\times$ 25m 的乔、灌木样方, 分别测定每个样方中乔木、灌木的种类、数量、株高、冠幅、胸径或基径、盖度等指标, 并在每个乔、灌木样方内随机设置 2 个 1m $\times$ 1m 的草本样方进行草本植物的种类、个体数目、盖度等调查. 共计 18 个样地 23 个种, 得到 18 $\times$ 23 的物种矩阵.

### 2.2 数据分析方法

为了研究堤防修建对物种多样性变化的影响, 采用  $\beta$  多样性指数中的 Cody 指数( $\beta$ )

$$\beta = [g(H) + I(H)] / 2^{31} \quad (1)$$

式中  $g(H)$  是沿生境梯度(或时间跨度)增加的物种数目;  $I(H)$  是沿生境梯度(或时间跨度)失去的物种数目, 即在上一个梯度中存在的而在下一个梯度中没有的物种数目. 在空间维上得到的  $\beta$  值称为物种替代速率<sup>[32]</sup>, 时间维上得到的  $\beta$  值称为物种恢复或消亡速率<sup>[33, 34]</sup>. 为了更好地体现植物物种的增加或减少, 我们对  $\beta$  多样性指数计算公式进行修正, 使  $g(H)$  取正值,  $I(H)$  取负值, 以直观地从  $\beta$  值上观察到植物物种多样性的变化方向. 修正后的公式为

$$\beta = [g(H) - I(H)] / 2 \quad (2)$$

### 2.3 堤防修建前生态水文监测

1997 年 6 月到 1998 年 5 月, 中国科学院新疆生态与地理研究所科研人员在塔里木河中游的英巴扎建立了监测断面, 对地下水水质、水位及其与胡杨群落的关系进行了监测与研究<sup>[35]</sup>. 因此, 本研究没有再重复设输水堤防修建前的试验.

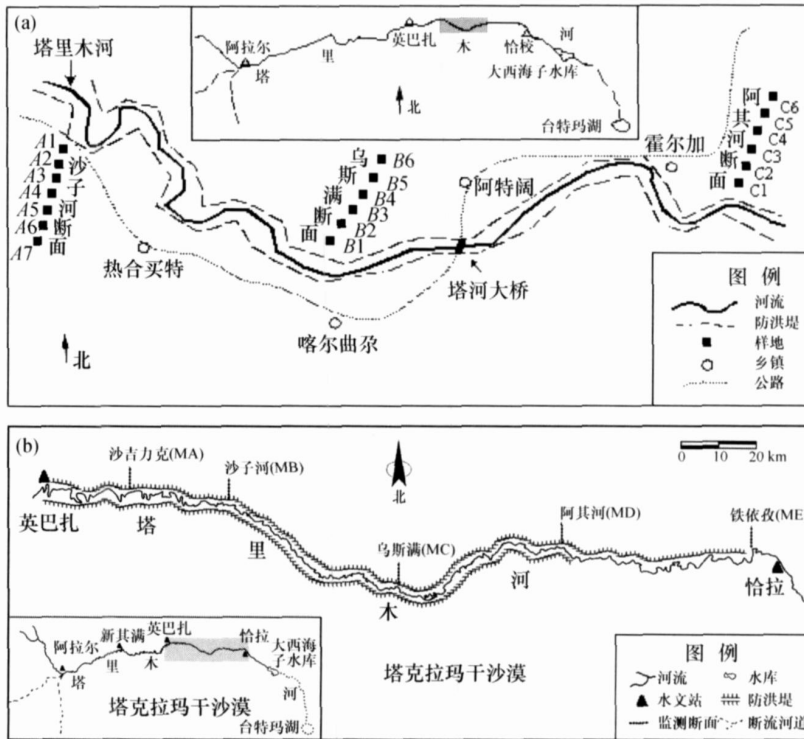


图 1 塔里木河中游地区原监测断面(a)和新断面(b)分布图

### 3 结果与分析

#### 3.1 地下水埋深的变化

2001 年 12 月, 塔里木河中游原乌斯满断面堤防外距离堤防 100 和 300 m 处的 B1 和 B2 井地下水埋深分别为 2.21 和 1.66 m, 2005 年 11 月分别变成 1.22 和 1.325 m, 地下水位有所上升. 而距离堤防 500—1500 m 的 B3-B6 井地下水位呈下降态势, 下降幅度在 10—50 cm 之间(图 2(a)).

新建乌斯满断面地下水埋深总体上呈现增大趋势, 除距离堤防最近的 MC1 井地下水位有所抬升外, 其他 5 个监测井的地下水位都是呈下降变化, 幅度在 40—70 cm 之间(图 2(b)).

通过原监测断面和新监测断面地下水埋深的变化可以看出, 堤防的修建导致距离堤防远处的地下水位下降, 而且随着时间的推移下降幅度有所上升.

#### 3.2 地下水化学特征的变化

原沙子河断面 A4 监测井地下水中  $Cl^-$  含量在

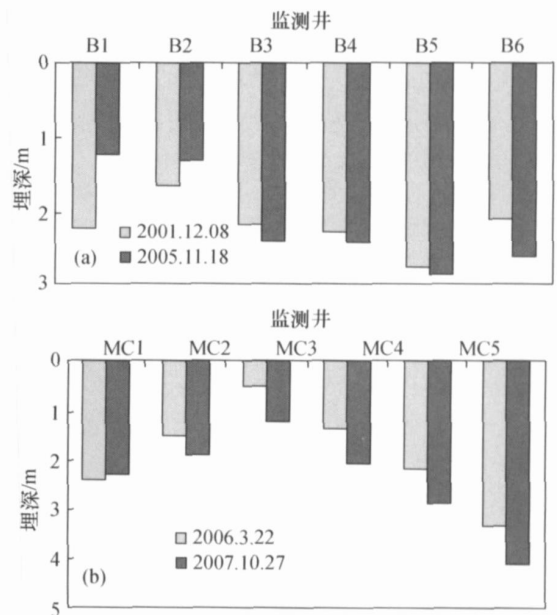


图 2 塔里木河中游原断面(a)和新乌斯满断面(b)地下水埋深的变化

堤防初建的 2001 年 12 月为  $3.408 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ , 2002 年 4 月发生了小幅上升变化, 其值为  $3.55 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ ,

2002年7月进一步上升至 $3.914\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ , 2003年6月发生了下降变化, 2003年11月从2003年6月的 $3.671\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 增加到 $4.049\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ , 然后一路上升, 到2005年11月上升到了 $8.66\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ , 该值与2001年12月相比增加了154%; 其他离子含量的变化与 $\text{Cl}^-$ 大同小异, 矿化度也从2001年12月的 $10.1\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ , 上升到2005年11月的 $23.795\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$  (图3(a)).

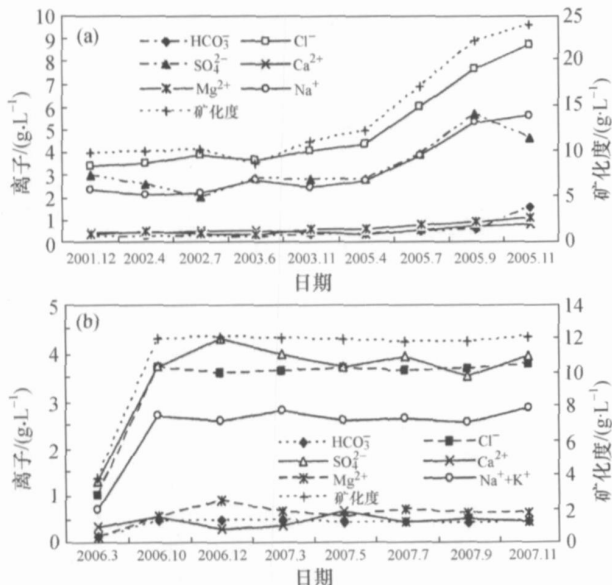


图3 塔里木河中游原沙子河 A4 井(a)和新沙子河 MB3 (b)井地下水化学特征年际变化

2006年3月, 新沙子河断面地下水中矿化度、 $\text{HCO}_3^-$ 、 $\text{Cl}^-$ 、 $\text{SO}_4^{2-}$ 、 $\text{Ca}^{2+}$ 、 $\text{Mg}^{2+}$  以及  $\text{Na}^+ + \text{K}^+$  的含量分别为 3.88, 0.118, 1.02, 1.297, 0.346, 0.13 和  $0.694\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ , 2006年10月分别上升为 12.06, 0.47, 3.699, 3.734, 0.541, 0.554,  $2.675\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ , 并且在以后的时间段里持续保持着高值状态 (图3(b)).

通过新老断面地下水化学组分含量的变化监测可见, 地下水中盐分的含量呈现出明显的增加趋势. 堤防的修建, 河水漫溢问题解决了, 但同时漫溢河水对水土的压盐洗盐的功能也不复存在.

### 3.3 植被的变化

#### 3.3.1 植被覆盖度的变化

图4(a)表现了塔里木河中游原沙子河断面和阿其河断面2001年和2003

年植被覆盖度的变化. 与2001年相比, 2003年沙子河断面除了A1样地和A5样地的植被总覆盖度有所增加外, 其他4个样地的植被总覆盖度都表现出下降变化. 而植被覆盖度的增加主要体现在盐生灌木柽柳覆盖度的增加: A1样地2001年轻柳的覆盖度为28.15%, 2003年增加到45.52%, 胡杨在A1-A3号样地没有出现, A4-A6样地2001年胡杨的覆盖度分别为2.955%, 6.803%和15.312%, 2003年则分别下降至2.749%, 6.756%和5.639%, 其中A6样地胡杨的覆盖度下降幅度高达63%. 阿其河断面植被覆盖度的变化不太明显, 只有C3和C4样地有所下降, 其他断面则各有所上升. 这与阿其河断面较好的地下水位和水质条件有关.

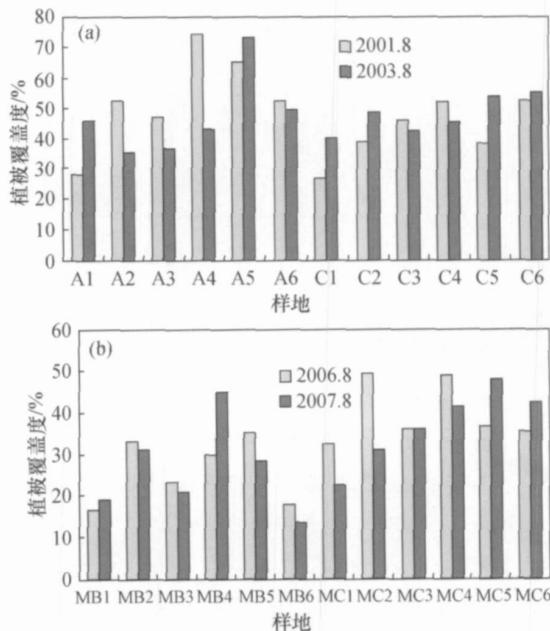


图4 塔里木河中游原断面(a)和新断面(b)植被覆盖度年变化

2007年新沙子河断面植被覆盖度与2006年相比, 仅有MB1, MB4两个样地为增加变化, 其他4个样地均有不同程度的减少. 2007年乌斯满断面6个样地的植被覆盖度也只有距离堤防最远处的MC5、MC6两个样地比2006年增加, 其他都是下降变化(图4(b)).

#### 3.3.2 物种多样性的变化

根据修正后的物种多样性计算公式, 把塔里木河中游的原来的3个监测

断面各样地的  $\beta$  值绘制成图 5(a), 从图上可以发现, 沙子河断面的 3 号和 6 号样地物种数呈上升变化, 其他样地没有显著变化; 乌斯满和阿其河断面的物种多样性则呈下降变化. 原因是在沙子河断面地下水埋深增加, 地下水矿化度上升, 使胡杨生态幅变小, 给其他耐盐植物的入侵提供了条件, 从此角度看, 该断面物种多样性的上升并不是可喜之事, 而是环境恶化的先兆. 沙子河断面的 6 号样地  $\beta$  值为 1, 即有 2 个物种在 2001 年样地调查时没有, 而在 2003 年出现了, 这两个物种分别是骆驼刺和铃铛刺. 骆驼刺是新疆分布较广的草本植物, 尤其在吐鲁番—哈密盆地、塔克拉玛干沙漠北缘的盐渍化沙地最集中, 它能够在地下水埋深 2—7 m 或更深水位条件下生存. 土壤含盐量在 20—400 g/kg 的境中都有骆驼刺的身影. 铃铛刺属于盐生灌木, 在地下水埋深 6 m, 土壤含盐量 30 g/kg 时仍然可以生存.

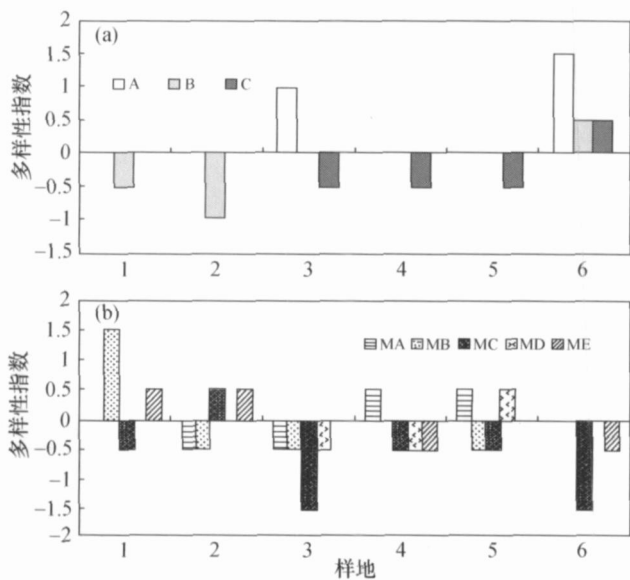


图 5 塔里木河中游原断面(a)和新断面(b)物种多样性指数的变化

图 5(b) 是塔里木河中游新建断面 2007 年与 2006 年相比  $\beta$  值的变化, 从图上可以看出, 各断面物种多样性都有增减变化, 而且以减少为主. 其中, 乌斯满断面的 3 号样地 (MC3) 和 6 号样地 (MC6) 物种减少量最大, 2006 年 MC3 样地的植物种类主要有 多枝怪柳、刚毛怪柳、骆驼刺、芦苇、

甘草、小蓟、黑刺、花花柴、罗布麻、河西苜. 2007 年罗布麻、河西苜和花花柴消失(表 1).

表 1 塔里木河中游乌斯满断面 3 号样地(MC3) 2006 年至 2007 年物种数比较

日期	多枝怪柳	刚毛怪柳	骆驼刺	黑刺	小蓟	芦苇	甘草	花花柴	罗布麻	河西苜
2006.7	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
2007.7	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓			

3.3.3 植被覆盖度与地下水埋深及矿化度的关系  
对塔里木河中游植被覆盖度与地下水矿化度进行回归分析中的曲线拟合发现, 它们之间的关系可以用指数模型来描述, 随着地下水矿化度的升高, 植被覆盖度呈指数下降(图 6). 同时, 对植被覆盖度与地下水埋深进行回归分析, 结果表明, 随着地下水埋深的增加, 植被的覆盖度也发生显著下降, 其模型为

$$C_v = 0.129D_w^2 - 7.459D_w + 43.01$$

$$(R^2 = 0.2565, P < 0.01)$$

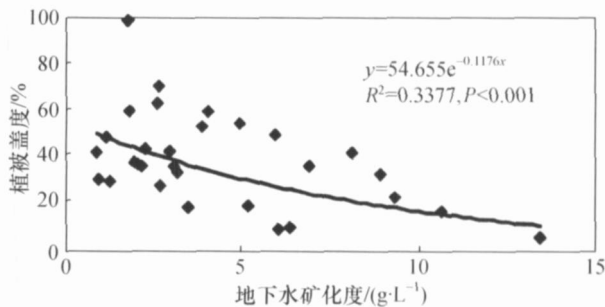


图 6 塔里木河中游植被覆盖度与地下水矿化度关系拟合

其中  $D_w$  为地下水埋深(m),  $C_v$  为植被覆盖度(%).

通过比较可以看出, 植被覆盖度模型无论是  $R^2$ , 还是模型的显著性检验都高于植被覆盖度与地下水埋深关系模型. 这说明, 目前地下水水质对植被覆盖度的影响大于地下水埋深.

### 3.4 输水堤防的修建对水盐运移的影响

3.4.1 堤防修建前不同距离地下水矿化度相关性  
表 2 是塔里木河中游原监测断面距离堤防不同距离处地下水矿化度的 Pearson 相关分的结果, 从该表

可以看出,除了第 5 号监测井地下水矿化度与其他井相关性低以外,距离堤防不同距离的矿化度都具有极显著相关性,这说明在堤防修建前距离河道 2000 m 之间的区域水力联系还是很密切的,尤其是 1 号井至 4 号井之间的相关系数都在 0.98 左右.

表 2 塔里木河中游原监测井 2001—2002 年距堤防不同距离处地下水矿化度相关性分析<sup>a)</sup>

井号	1	2	3	4	5	6
1						
2	.981(**)					
3	.996(**)	.992(**)				
4	.996(**)	.963(**)	.988(**)			
5	-.538	-.650	-.576	-.479		
6	.962(**)	.895(**)	.940(**)	.982(**)	-.371	

\*\* 相关显著性为 0.01 level (2-tailed).

3.4.2 堤防修建后不同距离地下水矿化度相关性  
根据新设 5 个断面两年来的地下水化学监测资料,对距离堤防不同距离之间的相关性进行分析发现,距离堤防 300 m 处地下水矿化度与 100 m 处有非常高的相关性,其相关性模型为

$$y = 5.4092 \ln(x) - 0.4683, (R^2 = 0.9489)$$

距离堤防 500 m 处的地下水矿化度与距离堤防 100 m 处矿化度呈线性相关,即它们成同步变化,其相关性方程是

$$y = 1.0845x + 0.5434, (R^2 = 0.9581)$$

距离堤防 800 m 处地下水矿化度与距堤防 100 m 处的地下水矿化度的变化也具有显著相关性,其相关性模型为幂指数方程

$$y = 6.526e^{-0.179x}, (R^2 = 0.5368)$$

距离堤防 800 m 处的地下水矿化度与距离堤防 500, 300 m 处矿化度不同,距堤防 800 m 处的矿化度的变化与 100 m 处的变化方向相反,当 100 m 处矿化度下降时,800 m 处的矿化度呈增加变化.距离堤防 1000 和 1500 m 处的矿化度变化与 100 m 无显著相关性.

塔里木河中游距离堤防 300, 500 m 处地下水矿

化度与 800 m 处矿化度也都呈幂指数相关,随着这两处地下水中盐分的减少,距堤防 800 m 处的盐分呈增加趋势(图 7).而距堤防 300, 500 m 处的矿化度与 800 m 以外的矿化度呈负相关,但相关性不显著,由此可见,距堤防 800 m 处是距堤防近处水盐的排泄区.

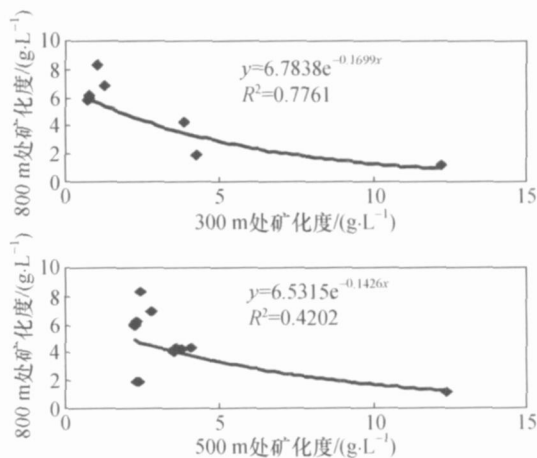


图 7 距堤防 300 m 和 500 m 与 800 m 地下水矿化度关系拟合

## 4 结论

通过原乌斯满断面和新设断面地下水埋深的变化可以看出,堤防修建对堤防外湿地的地下水位影响是明显的,而且随着时间的增加,地下水位下降的幅度表现出明显的加大趋势.

输水堤防修建前典型断面的典型监测井地下水矿化度含量在  $10 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$  以下,随着岁月的推移,地下水矿化度已经升至  $20 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$  以上,这样的水质很难让中生的胡杨生长.

堤防修建前距堤防 2000 m 范围内的水力联系密切,而堤防修建 5 年后只有距堤防 800 m 以内的水力联系尚在,证明了堤防的修建对堤防外的湿地环境产生了明显的负面影响.

在堤防修建之前,河道两侧地下水位和地下水质的年度变化很小,而丰水期与枯水期之间的变化却很大.堤防修建后地下水位表现出逐年下降,水质不断恶化的变化趋势.以胡杨为代表的河岸林植物群落的覆盖度也由于堤防的修建而逐渐下降,物种多样性更是表现出巨大变化,显示着中游生态系

统的稳定性急剧下降, 废除堤防是明智的选择.

## 5 讨论

瑞士 Zurich 州河川保护局建设部的 Christian Coldi 提出的“近自然工法”是拆除已建的混凝土护岸, 改修成柳树和自然石护岸, 给鱼类等提供生存空间, 把直线形河道改修为具有深渊和浅滩的蛇形弯曲的自然河道, 让河流生态系统和河岸生态系统保持自然状态. 塔里木河中游堤防的修建一方面对河道起到了裁弯取直的效果, 对河流生态系统产生不利影响; 另一方面, 堤防外对受河水漫溢作用而形成的面积广阔的以胡杨为主体的荒漠河岸林植物群落由于水文过程和水文化学过程的巨变而开始退化. 牺牲中游的生态换取下游的生态恢复的做法是不足取的.

塔里木河发源于昆仑山和天山, 高山冰雪融水和山区降水是其补充源. 干流区流经的塔克拉玛干沙漠外围降水量小于 70 mm, 形不成径流. 每年 6—9 月的洪水期河水径流骤增, 在中下游地区往往漫溢出堤岸, 浇灌河流两岸植被. 漫溢的河水一部分渗入地下补充地下水, 更为重要的是, 地表水的下渗还起到压盐排盐的作用. 河水漫溢消失后, 河道水以侧渗的形式补充河道两侧的地下水, 这无论从影响范围还是补充水量方面都远逊色于漫溢形式. 同时, 由于蒸发积盐作用, 使得地下水盐分含量升高<sup>[36, 37]</sup>. 这就是堤防修建后, 地下水位下降和地下水化学组分含量升高的主要原因, 而从堤防修建之初, 距离堤防 2000 m 以内不同监测井地下水矿化度表现出很高相关性, 而在堤防修建 6 年后, 只有距堤防 800 m 以内地下水矿化度之间具有相关性, 800 m 处成为水盐的排泄区, 说明由于堤防的修建, 沿河淡化带的范围大幅度萎缩了.

胡杨是干旱内陆区唯一成林植物物种, 保护以胡杨为代表的植物群落稳定对区域生态安全具有极其重要的作用. 胡杨种子萌发和幼苗的成长需要湿地环境, 塔里木河中下游地区胡杨林的广布就是河水定期漫溢的结果. 输水堤防修建后, 不仅地下水位下降, 地下水含盐量增加, 更重要的是, 胡杨和柽柳的种子的成熟期与塔里木河洪水期一致, 漫溢的河水给植物种子的萌生提供了必要的生境, 堤防的修建阻断了洪水漫溢机制, 使河岸林植物群落的

自我更新演替无法实现, 生态退化成为必然结果.

堤防的修建是基于“塔里木河中游地区水分漫溢损失  $22.2 \times 10^8 \text{ m}^3/\text{a}$ <sup>[38]</sup>”的研究结果, 而从 2000 年到 2007 年共向下游输水  $11.553 \text{ Gm}^3$ , 其中由上游节水、中游退耕还林还草、堤防修建等措施节余下来输送到下游的水量是  $2.763 \text{ Gm}^3$ . 由此可见, 堤防并没有起到想象中的作用, 既然没有起到应有的作用, 反而带来生态隐患, 废除堤防势在必行.

## 参 考 文 献

- 1 Finch MD, Ruggiero LF. Wildlife habitats and biological diversity in the Rocky Mountains and northern Great Plains. *Natural Areas Journal* 1993, 13: 191—203
- 2 Hughes FM R. Environmental change, disturbance and regeneration in semi-arid floodplain forests. In: Millington AC, Pye K, eds. *Environmental Change in Drylands: Biogeographical and Geomorphological Perspectives*. New York: Wiley, 1994, 321—345
- 3 Knopf FL, Johnson RR, Rich T, et al. Conservation of riparian ecosystems in the United States. *Wilson Bulletin*, 1988, 100: 272—284
- 4 Skagen SK, Kelly JF, Riper III C, et al. Geography of spring landbird migration through riparian habitats in southwestern North America. *Condor*, 2005, 107: 212—227
- 5 Wright JP, Flecker AS. Deforesting the riverscape: The effects of wood on fish diversity in a Venezuelan piedmont stream. *Biological Conservation*, 2004, 120: 439—447
- 6 Townsend-Small A, McClain ME, Brandes JA. Contributions of carbon and nitrogen from the Andes Mountains to the Amazon River: Evidence from an elevational gradient of soils, plants, and river material. *Limnology and Oceanography*, 2005, 50: 672—685
- 7 Andersen DC, Cooper DJ, Northcott K. Dams, Floodplain land use, and riparian forest conservation in the semiarid upper Colorado River Basin, USA. *Environ Manage* 2007, 40: 453—475
- 8 Andersen DC. Characterizing flow regimes for floodplain forest conservation: An assessment of factors affecting sapling growth and survivorship on three cold desert rivers. *Canadian Journal of Forest Research*, 2005, 35: 2886—2899
- 9 Jolly ID, Walker GR, Thorburn PJ. Salt accumulation in semi-arid floodplain soils with implications for forest health. *Journal of Hydrology*, 1993, 150: 589—614
- 10 Rood SB, Braatne JH, Hughes FM R. Ecophysiology of riparian cottonwoods: Stream flow dependency, water relations and restoration. *Tree Physiology*, 2003, 23: 1113—1124
- 11 Liu JZ, Chen YN, Chen YJ, et al. Degradation of populus euphr

- ratica community in the lower reaches of the Tarim River, Xinjiang, China. *Journal of Environmental Sciences*, 2005, 17(5): 740—747
- 12 Chen YN, Chen YP, Li WH, et al. Response of the accumulation of proline in the bodies of *Populus euphratica* to the change of ground water level at the lower reaches of Tarim River. *Chinese Science Bulletin*, 2003, 48(18): 1995—1999
- 13 Chen YN, Li WH, Chen YP, et al. Physiological response of natural plants to the change of groundwater level in the lower reaches of Tarim River, Xinjiang. *Progress in Natural Science*, 2004, 14(11): 975—983
- 14 Huang XA, Chen YN, Li WH, et al. Daily variation of carbon flux in soils of *Populus euphratica* forests in the middle and lower reaches of the Tarim River. *Progress In Nature Science*, 2007, 17(5): 584—590
- 15 Liu YB, Chen YN, Deng MJ. Saving the “green corridor”: Recharging groundwater to restore riparian forest along the lower Tarim River, China. *Ecological Restoration*, 2007, 25(2): 112—117
- 16 Ruan XA, Wang QA, Chen YN, et al. Physiological response of riparian plants to watering in hyper-arid areas of Tarim River, China. *Front Biol China*, 2007, 2(1): 54—61
- 17 Chen YP, Chen YN, Li WH, et al. Characterization of photosynthesis of *Populus euphratica* grown in the arid region. *Photosynthetic*, 2006, 44(4): 622—626
- 18 Zhuang L, Chen YN. Physiological response of three contrasting plant species to groundwater level changes in an arid environment. *Journal of Integrative Plant Biology*, 2006, 48(4): 1—5
- 19 陈永金, 陈亚宁, 李卫红, 等. 塔里木河下游输水条件下浅层地下水化学特征变化与合理生态水位探讨. *自然科学进展*, 2006, 16(9): 1130—1137
- 20 Mitsch WJ. *Ecological Engineering: A New Paradigm for Engineers and Ecologists*. Washington D C: National Academy Press, 1996, 145
- 21 嵇晓燕, 崔广柏. 河流健康修复方法综述. *三峡大学学报*, 2008, 30(1): 38—59
- 22 Mitsch WJ. *Ecological engineering: the 7-year itch*. *Ecological Engineering*, 1989, 10: 119—130
- 23 Lefeuvre JC, Mitsch WJ, Bouchard V, eds. *Ecological Engineering Applied to River and Wetland Restoration*. Special Issue of *Ecological Engineering*, 2002, 18: 529—658
- 24 彭 鸿, 张海峰. “近自然”生态工法理论和实践的发展与当今坡面整治技术的思考. *山地学报*, 2005, 23(6): 729—735
- 25 张建春, 彭补拙. 河岸带研究及其退化生态系统的恢复与重建. *生态学报*, 2003, 23(1): 56—63
- 26 陈永金, 陈亚宁, 李卫红, 等. 塔里木河流域综合治理的生态效应. *中国环境科学*, 2007, 27(1): 24—28
- 27 董哲仁. 生态水工学—人与自然和谐的工程学. *水利水电技术*, 2003, 34(7): 80—85
- 28 陈永金, 李卫红, 刘加珍. 塔里木河中游输水堤防的修建对地下水化学的影响. *干旱区地理*, 2005, 28(1): 26—31
- 29 刘晏良, 焦广辉, 戴 键, 等. 塔里木河中下游实地踏勘报告. 北京: 中国统计出版社, 2000, 22—23
- 30 刘铭庭. 柽柳属植物综合研究及大面积推广应用. 兰州大学出版社, 兰州, 1995, 30—59
- 31 Cody ML. Towards a theory of continental species diversity: Birds distributions over Mediterranean habitat gradients. In: Cody ML, Diamond JM, eds. *Ecology and Evolution of Communities*. Cambridge: Harvard University Press, 1975, 214—257
- 32 Pielou EC. *Mathematical Ecology*. New York: John Wiley & Sons Inc, 1977
- 33 Ricklefs RE, Schluter D. Species diversity: Regional and historical influences. In: Ricklefs RE, Schluter, eds. *Species Diversity in Ecological Communities: Historical and Geographical Perspectives*. Chicago: The University of Chicago press, 1993, 350—364
- 34 马克平. 生物群落多样性的测度方法. 见: 中国科学院生物多样性委员会编. *生物多样性研究的原理与方法*. 北京: 中国科学技术出版社, 1994, 141—165
- 35 季 方, 马英杰, 樊自立. 塔里木河冲积平原胡杨林的土壤水分状况研究. *植物生态学报*, 2001, 25(1): 17—21
- 36 Chen YJ, Zhou KF, Chen YN, et al. Response of groundwater chemistry to water delivery in the lower reaches of Tarim River, Northwest China. *Environmental Geology*, 2008, 53: 1365—1373
- 37 陈永金, 陈亚宁, 李卫红, 等. 塔里木河下游输水条件下浅层地下水化学特征变化与合理生态水位探讨. *自然科学进展*, 2006, 16(9): 1130—1137
- 38 杨发相. 塔里木河改道引起的环境变化. 见: 塔里木河两岸资源与环境遥感研究. 乌鲁木齐, 新疆人民出版社, 1995, 42—49