

文章编号: 0559-9350(2008)08-0955-06

湖泊防渗对地下水水质影响的数值模拟

吴东杰, 王金生, 丁爱中

(北京师范大学 水科学研究院 水沙科学教育部重点实验室, 北京 100875)

摘要: 为研究湖泊防渗对地下水水质的影响, 在现场和室内试验的基础上, 运用二维包气带溶质运移模型进行防渗对地下水中氨氮污染物的浓度影响的模拟。分析结果表明: 当湖水氨氮浓度保持目前的 0.14mg/l 时, 无防渗时, 地下水中氨氮平均浓度由 0.43mg/l 下降到 0.23mg/l , 有防渗时, 则下降至 0.29mg/l ; 当湖水中氨氮污染物浓度为 1mg/l , 无防渗时, 在计算期末地下水中氨氮平均浓度由 0.43mg/l 上升到 0.77mg/l , 有防渗时, 则上升至 0.53mg/l 。因此, 在湖水水质好于地下水时, 湖底防渗将降低地下水环境质量改善的速度; 而在湖水水质较差时, 湖泊防渗将显著降低地表水污染物向地下水的扩散强度, 有利于地下水水质的稳定。

关键词: 湖泊防渗; 地下水水质; 溶质运移; 数值模拟

中图分类号: X824

文献标识码: A

1 研究背景

湖泊防渗能有效阻滞地表水渗漏, 有助于缓解水资源供需紧张状况, 但也可能导致地表水质恶化、周边土壤水分条件改变、地下水位降低、地下水水质变化等地质与环境问题。目前, 国外湖泊防渗工程相对较多, 但防渗研究集中于防渗材料与方法^[1~8], 而防渗对地下水环境影响的研究却不多见, 湖泊防渗的生态环境影响未得到充分关注。圆明园遗址公园内, 园区总面积约 3.31km^2 , 其中水域面积约 1.33km^2 。福海是圆明园内最大的一个湖泊, 水域面积约 0.31km^2 。圆明园处于清河古河道上^[9], 大部分湖底(福海和长春园)直接接触砂砾石地层, 湖水渗漏量较大。为此, 圆明园对湖底进行了防渗处理, 防渗材料为高密度聚乙烯与涤纶复合土工膜, 其渗透系数为 10^{-12}m/s 数量级。这种湖底防渗工程对包气带土壤水分分布、地下水补给量、地下水水质到底有何影响, 是防渗工程中要考虑的重要问题之一。根据 2005 年 4 月现场测量, 圆明园地表水水质指标平均为: COD_{Mn} 为 7.04mg/L , BOD_5 为 7.75mg/L , $\text{NH}_3\text{-N}$ 为 0.14mg/L , TN 为 0.73mg/L , TP 为 0.08mg/L , 磷酸盐为 0.02mg/L 。地下水水质指标平均为: 总硬度为 485mg/L , 溶解性总固体为 690mg/L , $\text{NH}_3\text{-N}$ 为 0.43mg/L , 锰为 0.13mg/L , 氯化物为 47mg/L , 硝酸盐为 3.1mg/L 。本文以圆明园福海为例, 在现场和室内试验的基础上, 通过对福海湖底防渗前后不同情景的设定, 运用二维包气带溶质运移模型, 对防渗前后地下水水质的变化(以 $\text{NH}_3\text{-N}$ 为例)进行数值模拟研究。

2 研究方法

2.1 研究情景 为了研究防渗前后的地下水水质的变化, 设定了不同的研究情景(见表 1)。研究情景

收稿日期: 2007-04-26

基金项目: 国家自然科学基金(40773055; 40572139)

作者简介: 吴东杰(1968-), 男, 安徽贵池人, 博士, 高级工程师, 主要从事环境模拟与污染治理的研究。

E-mail: wangjs@bnu.edu.cn

考虑的主要因子有:防渗状况、污染物浓度、潜水位、湖水深度等。本文以 $\text{NH}_3\text{-N}$ 为例研究防渗前后湖水的污染物对地下水水质的影响,根据 2005 年 4 月现场实测,圆明园地下水 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度为 0.43mg/L。

表 1 研究情景与主要因子

情景编号	防渗状况	$\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度/(mg/L)	潜水位埋深/m	湖水深度/m
1	防渗前	0.14	5.8~7.0(丰水期)、6.1~7.3(枯水期)	1.0
2	防渗后	0.14	5.8~7.0(丰水期)、6.1~7.3(枯水期)	1.0
3	防渗前	1.00	5.8~7.0(丰水期)、6.1~7.3(枯水期)	1.0
4	防渗后	1.00	5.8~7.0(丰水期)、6.1~7.3(枯水期)	1.0

注:丰水期为 5 月~10 月、枯水期为 11 月~次年 4 月。

表 1 中,情景 1 和情景 2 主要研究在湖水污染物浓度较低时,包气带土壤水分分布及地下水污染物浓度在防渗前后的变化情况。根据 2005 年 4 月现场实测,圆明园地表水 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度较低^[10],平均浓度 0.14mg/L。如果今后湖水污染物浓度继续保持在目前的较低水平,则通过情景 1 和情景 2 的研究能够反映出该条件下湖泊防渗对土壤水分分布及地下水水质的影响。当然,从其它湖泊防渗的实践看,防渗后,湖水的排泄途径由防渗前的蒸发、渗漏为主变为仅以蒸发为主,如果湖水又缺乏流动,则长期看将对污染物有富集作用,污染物浓度有增加的趋势。考虑到圆明园的总体保护及水域的景观娱乐功能,其地表水水质应该控制在一定标准之内。本文按《地表水环境质量标准》(GB3838-2002)的Ⅲ类标准考虑,在情景 3 和情景 4 中设定未来地表水 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度控制在 1mg/L,以此研究地表水污染物浓度较大时,防渗对地下水水质的影响。

表 1 中潜水位埋深根据近 3 年来的观测资料按照枯水期和丰水期 2 个时段取平均值。取近 3 年平均值的原因,是由于近 3 年来圆明园所在区域潜水位持续处于较低水平,且目前仍处于下降状态,预计未来短期内区域潜水位显著升高的可能性不大。

由于水资源短缺,即使在丰水期,福海水深也难以达到设计水深 1.9m,一般仅有 50 %水资源保证率,因此,表 1 中的湖水深度取平均水深 1.0m。

2.2 概念模型

2.2.1 水文地质条件 福海周边表层 2m 内的土层主要为粉质黏土填土;埋深 2~10m 左右为粗砂、砾石,赋存潜水;埋深 10~15m 左右为粉质黏土,属相对隔水层,因此本次模型计算深度取 10m。福海湖底的平均深度 2m,湖底以下淤泥层平均厚度 0.5m。防渗后,防渗膜位于湖底以下平均 0.5m,膜上为 0.5m 左右厚的粗砂砾石与淤泥混合填土。

2.2.2 概念模型 根据区域潜水观测资料,圆明园所在区域的潜水总体流向为自西南向东北,在福海附近为自西向东。因此,本次模型的剖面线方向取自西向东。模型剖面宽度以湖水对潜水的最大可能影响范围确定,剖面总宽度 1 200m,其中福海宽 500m。剖面示意图见图 1。

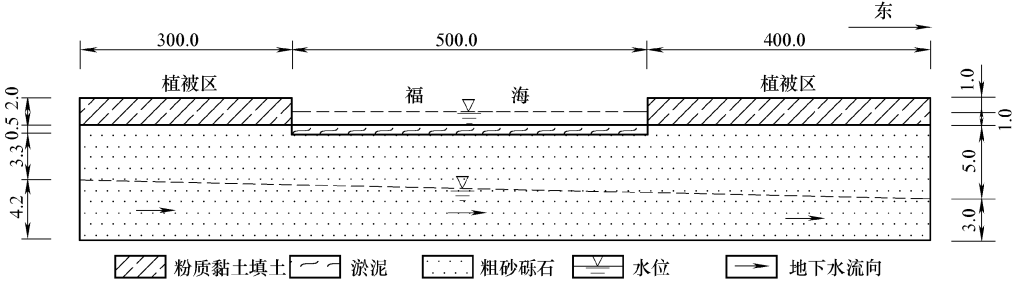


图 1 剖面示意(单位:m)

图 1 中,模型上边界(植被区)为随时间变化的降水入渗和蒸发、蒸腾边界,下边界为隔水边界。模型两侧垂直边界在潜水位以下的部分为已知初始水头边界,在潜水位以上部分为可渗透边界。福海湖底边界为定水头边界;福海湖岸在湖水位以下的部分为定水头边界,在湖水位以上部分为可渗透边界。边界条件取值根据不同情景确定。饱水带两侧边界上污染物浓度的取值按 2005 年 4 月现场实测的地

下水 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度,取 0.43mg/L 。模型中,两侧包气带边界为可渗透边界。模型计算时间按 1 个水文年考虑。

2.3 数学模型 水分在饱和-非饱和孔隙介质中的运移模型可以用 Richards 方程表达^[11]。当存在根系吸水等源汇项时,二维情况下的 Richards 方程表示如下:

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left[D \frac{\partial \theta}{\partial x_i} \right] + \frac{\partial}{\partial x_j} \left[D \frac{\partial \theta}{\partial x_j} \right] + \frac{\partial K(\theta)}{\partial x_j} + q \tag{1}$$

二维污染物(溶质)运移可以用如下偏微分方程表达:

$$\frac{\partial (\theta C)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left(\theta D \frac{\partial C}{\partial x_i} \right) - \frac{\partial (\theta V_i C)}{\partial x_i} + SS + \sum_k^N R_k \tag{2}$$

式中: θ 为体积含水率,无量纲; t 为时间,T; x_i 、 x_j 为沿相应坐标轴的距离,L; D 为水力弥散系数, L^2T^{-1} , $D = K(\theta)/C(\theta)$,比水容量 $C(\theta) = d\theta/dh$, h 为土壤水基质势(L), $K(\theta)$ 为水力传导率(LT^{-1}); q 为源汇项(根系吸水等); C 为溶质浓度, ML^{-3} ; V_i 为孔隙水流速, LT^{-1} ; SS 为源汇项, $\text{ML}^{-3}\text{T}^{-1}$; $\sum_k^N R_k$ 是化学反应项, $\text{ML}^{-3}\text{T}^{-1}$,本文主要为吸附反应。

本次模型求解方法采用有限差分法。模型求解软件采用 VS2DI^[12],它具有可视化交互界面,适于模拟并预测水分、溶质在二维饱和-非饱和孔隙介质中的运移。

2.4 参数取值

2.4.1 现场及室内试验 试验包括现场及室内试验两种。试验主要有时域反射仪(TDR)试验、压力膜仪试验等。TDR 试验主要获取土壤水分的垂向分布状况,共进行了 14 组试验,获得了包括福海在内的土壤水分垂向分布曲线,为数值模拟提供模型识别、初始条件的依据。压力膜仪试验主要获取特定岩性土壤的非饱和水力学参数,共进行了 9 种岩性土壤的试验。

2.4.2 模型参数取值 模型中的主要参数有:大气降水入渗强度、地表蒸发潜力、植被蒸腾潜力、土层垂向及水平向饱和渗透系数、土壤非饱和水力学参数等。其中,入参与蒸发强度、渗透系数、土壤水分特征参数等根据气象资料、现场渗水试验及室内压力膜仪试验结果取值,植被蒸腾潜力按北京地区相关植被特征取经验值。

(1) 大气降水入渗强度。根据近几年大气降水观测资料,以月为时段计算各月的平均降水入渗量,然后再平均分配到该月份的每一天。各月降水入渗强度见表 2。

表 2 降水入渗强度 (单位:mm/d)

日期/月	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
入渗强度	0.059	0.062	0.086	0.257	0.302	0.601	1.111	0.907	0.536	0.304	0.125	0.042

(2) 植被蒸腾潜力。蒸腾潜力是指植被的最大蒸腾强度。按照圆明园实际植被状况,其主要植被为深根乔木和灌木草本,根系分布深度主要为 0~2m 范围内。本文根系吸水模型采用 Feddes 模型^[13],最大蒸腾强度按 Hydrus 软件^[14]建议值取 5mm/d 。根系分布按线性函数考虑,表层与 2m 深度处的根长密度比取经验值 10 1。

(3) 垂向及水平向饱和渗透系数。土层的垂向饱和渗透系数 K_v 按现场渗透试验^[10]结果取值。粗砂砾石层的水平向饱和渗透系数 K_h 按 2003 年 6 月在现场进行的抽水试验结果取值,其它土层的水平向饱和渗透系数取与垂向相同值。各土层饱和渗透系数取值见表 3。

表 3 土壤水分特征参数值

	θ_s	θ_r	α/m^{-1}	n	$K_v/(\text{m/d})$	$K_h/(\text{m/d})$
粉质黏土填土	0.3889	0.1168	0.9480	1.3422	0.043	0.043
粗砂砾石	0.3720	0.0510	3.5240	3.1175	8.410	20.210
淤泥	0.5069	0.1342	0.7990	1.6767	0.026	0.026

(4) 土壤水分特征参数。本文土壤水分特征曲线采用 Van Genuchten 公式^[15]:

$$\theta = \theta_r + (\theta_s - \theta_r) / [1 + (\alpha |h - h_a|)^n]^m \quad (3)$$

式中: θ 为土壤体积含水率; h 为基质势, kPa; h_a 为进气基质势, 一般取 0 ~ 5kPa; θ_s 、 θ_r 分别为样品的饱和与残余含水率; α 、 n 和 m 为待定参数, $m = 1 - 1/n$, $0 < m < 1$ 。

上述参数 (θ_s 、 θ_r 、 α 、 n 、 m 等), 由压力膜仪试验得到。通过计算不同压力下土壤样品的体积含水率, 获得基质势与对应含水率关系的离散点。利用这些离散点, 通过 RETC 程序^[16] 拟合, 得到土壤水分特征参数值见表 3。

(5) 污染物运移特征参数。本次污染物运移模型选择具有代表性的氨氮 ($\text{NH}_3\text{-N}$) 作为污染因子, 模型中考虑了土壤介质对污染物的吸附作用。污染物在孔隙介质中迁移的特征参数包括: 弥散度 a' 、分配系数 K_d 等。不同岩性土壤中氨氮迁移的特征参数, 按相同岩性的试验结果取经验值 (表 4)。

表 4 污染物 ($\text{NH}_3\text{-N}$) 运移特征参数值

	淤泥	粉质黏土填土	粗砂砾石
α /cm	0.5	1	10
K_d /(cm^3/g)	3.63	2.90	0.76

2.5 模型校验 为了对模型进行校验, 2005 年 4 月底在现场 (包括湖底), 采用时域反射仪 (TDR) 对 17 个不同地点进行了不同深度土壤水分监测, 获得了不同地点的土壤水分垂向分布曲线; 同时, 对现场及附近地表水、地下水水质进行了检测, 并结合 2003 年 5 月以来实测的 2 次地表水、地下水水质资料, 进行模型校验。利用上述模型, 对实验获得的水分分布曲线及水质状况进行了模拟计算, 模拟与实验结果吻合较好。

3 结果分析

按照上述溶质运移模型及参数取值, 对各种情景下的污染物运移进行模拟预测, 得到各情景计算时段末污染物 ($\text{NH}_3\text{-N}$) 浓度的剖面分布等值线见图 2。

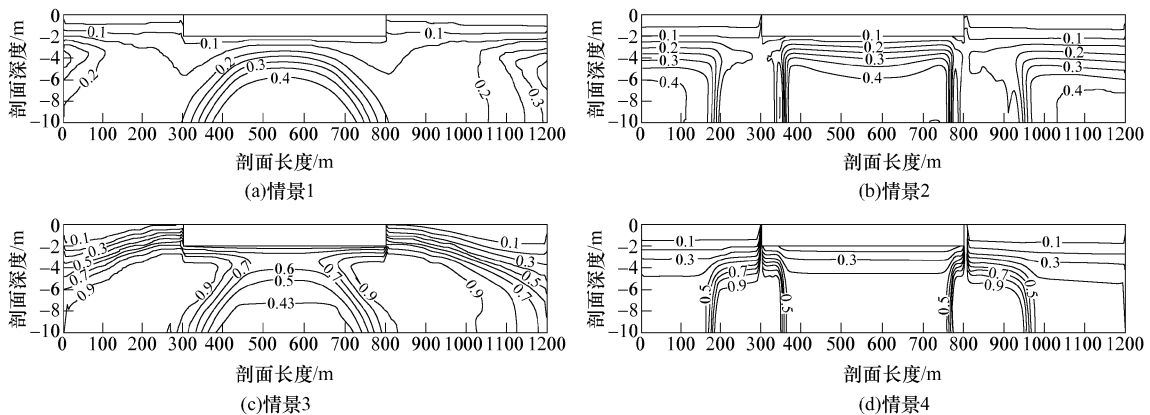


图 2 各情景计算时段末的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度剖面分布等值线 (单位: mg/L)

图 2 中, 情景 1、情景 2 是湖水污染物浓度较低时防渗前后的污染物浓度分布等值线图, 情景 3、情景 4 是湖水污染物浓度较高时污染物 ($\text{NH}_3\text{-N}$) 在防渗前后的浓度分布等值线图, 它们反映的是计算时段末污染物 ($\text{NH}_3\text{-N}$) 浓度在剖面的分布状况。从图 2 可以看出:

(1) 在湖水污染物浓度较低 (0.14mg/L) 时, 防渗前 (图 2 情景 1), 由于湖水的迅速渗漏补给, 地下水污染物浓度总体上迅速下降。其中, 两侧植被区及驳岸处的地下水污染物浓度下降明显, 浓度从 0.43mg/L 降到小于 0.20mg/L 的区域面积较大; 湖泊底部的地下水污染物浓度总体上随深度增大而增大, 由于处于相对滞留状态, 使得下部的地下水污染物浓度变化不大。防渗后 (图 2 情景 2), 湖水渗漏强度减小, 地下水环境质量得到改善的速度明显减小。其中, 因为两侧驳岸处未进行防渗, 由于湖水的渗漏, 在两侧驳岸下部形成了两个低浓度区, 使得该区内地下水质量改善明显, 但浓度小于 0.20mg/L 的

区域面积比防渗前减小 37.06 %;植被区及湖泊底部的地下水污染物浓度总体上随深度增大而增大,但底部污染物浓度变化不大。

在湖水污染物浓度较低(0.14mg/L)时,防渗前(图 2 情景 1),湖泊渗漏对包气带水及潜水的污染物平均排泄强度为 1.59mg/(d m²)(表 5),防渗后(图 2 情景 2),排泄强度减小,平均为 0.40mg/(d m²)。经计算,防渗前地下水 NH₃-N 平均浓度在计算期末为 0.23mg/L,防渗后 NH₃-N 平均浓度为 0.29mg/L。可见,在湖水污染物浓度较低时,湖泊防渗将降低地下水质量的改善速度。

表 5 湖水 NH₃-N 浓度较低时湖水对地下水的 NH₃-N 排泄强度 (单位:mg/(d m²))

项目	平均排泄强度	初期排泄强度	期末排泄强度
防渗前(情景 1)	1.59	6.48	1.52
防渗后(情景 2)	0.40	0.81	0.40

(2)在湖水污染物浓度较高(1mg/L)时,防渗前(图 2 情景 3),湖水通过驳岸及湖底迅速渗漏补给地下水,地下水污染物浓度总体上迅速升高。其中,植被区土壤水及地下水污染物浓度总体上随深度增大而增加;两侧驳岸处的地下水污染物浓度较大,浓度超过 0.90mg/L 的区域也较大,且随着水流运动及污染物向两侧边界的运移,这一区域将不断扩大;湖泊底部的地下水污染物浓度总体上随深度增大而减小(图 3),但在剖面深度 4~10m(饱水带)范围内变化不大,主要原因是底部地下水处于相对滞留状态而与周边地下水溶质交换缓慢造成污染物浓度仍处于较低状态。

防渗后(图 2 情景 4),湖水主要通过驳岸渗漏补给地下水,地下水遭受污染的速度明显减小。其中,由于两侧驳岸处湖水的渗漏,在两侧驳岸下部形成了两个高浓度区,该区内地下水污染物浓度较大,但浓度超过 0.90mg/L 的区域面积较小,仅为防渗前的 42.62 %;植被区土壤水及地下水污染物浓度总体上仍随深度增大而增加,但增幅较小;湖泊底部的地下水污染物浓度总体上随深度增大而增大(图 4),在剖面深度 4~10m 范围内浓度变化不大。

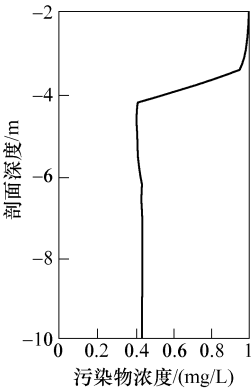


图 3 在图 2 情景 3 中横坐标 x 等于 550m 处的垂向上污染物浓度分布曲线

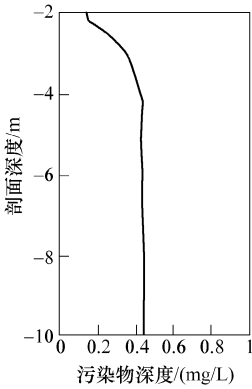


图 4 在图 2 情景 4 中横坐标 x 等于 550m 处的垂向上污染物浓度分布曲线

在湖水污染物浓度较高(1mg/L)时,防渗前(图 2 情景 3),湖泊渗漏对包气带水及潜水的污染物排泄强度较大(表 6),平均达到 11.37mg/(d m²),稍高于由湖水平均渗漏强度及湖水污染物浓度计算出的污染物排泄强度 11.34 mg/(d m²),其差别主要由于污染物的分子扩散作用造成;防渗后(图 2 情景 4),排泄强度显著减小(表 6),平均为 2.86mg/(d m²),此时分子扩散作用的影响很小。经计算,防渗前地下水 NH₃-N 平均浓度在计算期末为 0.77mg/L,防渗后 NH₃-N 平均浓度为 0.53mg/L。可见,在湖水污染物浓度较高时,湖泊防渗将有助于减轻地下水环境污染程度。

表 6 湖水 NH₃-N 浓度较高时湖水对地下水的 NH₃-N 排泄强度 (单位:mg/(d m²))

项目	平均排泄强度	初期排泄强度	期末排泄强度
防渗前(情景 1)	11.37	46.85	10.90
防渗后(情景 2)	2.87	5.89	2.84

4 结论

通过对圆明园福海湖底防渗前后不同情景设定的计算,可得如下结论:(1)在湖水污染物浓度较低(0.14mg/L)时,防渗前,在计算期末地下水 $\text{NH}_3\text{-N}$ 平均浓度为 0.23mg/L ;防渗后,地下水 $\text{NH}_3\text{-N}$ 平均浓度为 0.29mg/L ,且浓度小于 0.20mg/L 的区域面积比防渗前减小 37.06% ,表明在湖水污染物浓度较低时,湖泊防渗将显著降低地表水对地下水污染物的稀释作用,延缓了地下水水质的改善;(2)在湖水污染物浓度较高(1mg/L)时,防渗前,在计算期末地下水 $\text{NH}_3\text{-N}$ 平均浓度为 0.77mg/L ;防渗后,地下水 $\text{NH}_3\text{-N}$ 平均浓度为 0.53mg/L ,且浓度超过 0.90mg/L 的区域面积仅为防渗前的 42.62% 。表明在湖水污染物浓度较高时,湖泊防渗将显著降低地表水污染物对地下水的排泄强度,有效延缓地下水污染时间,有利于维护地下水环境质量。

参 考 文 献:

- [1] Bouwer H, Ludke J, Rice R C. Sealing pond bottoms with muddy water[J]. *Ecological Engineering*, 2001, 18: 233 - 238.
- [2] Office of Solid Waste, U. S. Environmental Protection Agency. The Feasibility of Lining Tailings Ponds[R]. U. S. Environmental Protection Agency, 1997.
- [3] Meijer K, Boelee E, Augustijn D, et al. Impacts of concrete lining of irrigation canals on availability of water for domestic use in southern Sri Lanka[J]. *Agricultural Water Management*, 2006, 83: 243 - 251.
- [4] Southen J M, Rowe R K. Modelling of thermally induced desiccation of geosynthetic clay liners[J]. *Geotextiles and Geomembranes*, 2005, 23: 425 - 442.
- [5] Mashimo H, Isago N, Kitani T. Numerical approach for design of tunnel concrete lining considering effect of fiber reinforcements[J]. *Tunnelling and Underground Space Technology*, 2004, 19: 454 - 455.
- [6] Broch E, Grøv E, Davik K I. The inner lining system in Norwegian traffic tunnels[J]. *Tunnelling and Underground Space Technology*, 2002, 17: 305 - 314.
- [7] Galli G, Gimaldi A, Leonardi A. Three-dimensional modelling of tunnel excavation and lining[J]. *Computers and Geotechnics*, 2004, 31: 171 - 183.
- [8] Kovařík K. History of the sprayed concrete lining method—part 1: milestones up to the 1960s[J]. *Tunnelling and Underground Space Technology*, 2003, 18: 81 - 83.
- [9] 王金生, 吴东杰. 圆明园遗址公园水文地质条件分析[J]. *水文地质工程地质*, 2005, (5): 36 - 38.
- [10] 清华大学环境影响评价室, 北京师范大学, 中国农业大学, 等. 圆明园东部湖底防渗工程环境影响报告书(报批稿)[R]. 国家环境保护总局网站, 2005.
- [11] 吴东杰, 王金生, 丁爱中. 湖泊防渗对湖底及周边土壤水分分布的影响[J]. *环境科学*, 2007, 28(15): 1075 - 1081.
- [12] Hsieh P A, Wingle W, Healy R W. VS2DFA Graphical Software Package for Simulating Fluid Flow and Solute or Energy Transport in Variably Saturated Porous Media[Z]. *Water-Resources Investigations Report 99-4130*, U. S. Geological Survey, Lakewood, Co., 2000.
- [13] Molz F J. Models of water transport in the soil plant system: a review[J]. *Water Resources Research*, 1981, 17(5): 1245 - 1260.
- [14] Simunek J, van Genuchten M Th, Sejna M. The Hydrus-1D Software Package for simulating the movement of water, heat, and multiple solutes in variably saturated media[Z]. *Hydrus Software Series 1*, Department of Environment Sciences, University of California Riverside, Riverside, California, USA, 2005.
- [15] van Genuchten M Th. A closed form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 1980, 44: 892 - 898.
- [16] van Genuchten M Th, Leij F J, Yates S R. The RETC Code for Quantifying the Hydraulic Functions of Unsaturated Soils[Z]. U. S. Salinity Laboratory, 1991.

(下转第 968 页)

Study on dam joint-setting schemes for high RCC arch dams considering the action of temperature load

ZHOU Wei , HAN Yun-tong , CHANG Xiao-lin , CHENG Jing

(Wuhan University , Wuhan 430072 , China)

Abstract : The reasonable joint-setting is vital to RCC arch dam for ameliorating the stress distribution of the dam and ensuring the safety. The stress and deformation distributions of the Wanjiakaozi RCC Dam , with maximum height 157m , for three joint-setting schemes considering the action of temperature load in the whole process from construction to put into operation are calculated by means of 3-D FEM. The effectiveness of induced joint and its advantages and disadvantages are investigated. According to the comparison the scheme with 8 joints is selected as the best scheme. It is concluded that the induced joint is effective to release the stress of dam , but the amount of joints must be control in a suitable level.

Key words : RCC arch dam ; arch dam ; induce joint ; temperature load ; numerical simulation ; 3-D FEM
(责任编辑:李福田)

(上接第 960 页)

Numerical simulation for impact of lake lining on groundwater quality

WU Dong-jie , WANG Jin-sheng , DING Ai-zhong

(Beijing Normal University , Beijing 100875 , China)

Abstract : On the basis of in-situ and laboratory experiments the hydrogeological conceptual model was applied to study the variation of pollution concentration in groundwater for different scenarios in the Yuanmingyuan Ruin Park in case the lake is lined. The groundwater quality was studied by using 2D fluid flow model and solute transport model for variable saturated porous media. The results show that if the lake water maintains the present $\text{NH}_3\text{-N}$ concentration 0.14mg/l , the $\text{NH}_3\text{-N}$ concentration of groundwater will be reduced from 0.43mg/l to 0.23mg/l for unlined lake bed , and the concentration will be 0.29mg/l for lined lake bed. If the $\text{NH}_3\text{-N}$ concentration is very high , such as 1mg/l , the average concentration of $\text{NH}_3\text{-N}$ in groundwater will increase from 0.43mg/l to 0.77mg/l for unlined lake bed , and will be 0.53mg/l for lined lake bed. It may conclude that the lining of lake bed will retard the improvement of groundwater quality if the lake water quality is better than the groundwater. The lining will remarkably reduce the discharge intensity of surface water to groundwater and is in favor of stabilizing the quality of groundwater , if the lake water quality is poor.

Key words : lake lining ; groundwater quality ; hydrogeological conceptual model ; solute transport modeling ; numerical simulation

(责任编辑:韩 昆)