



DOI: 10.13476/j.cnki.nsbdtqk.2016.03.014

钱伟, 王伟, 任宇泽, 等. 甘肃格宏道金矿尾矿库污染物运移规律[J]. 南水北调与水利科技, 2016, 14(3): 78-83. QIAN Wei, WANG WEI, REN YU ze, et al. Contaminant transportation characteristics of Gehongdao gold mine tailing dam in Gansu province[J]. South to North Water Transfers and Water Science & Technology, 2016, 14(3): 78-83. (in Chinese)

# 甘肃格宏道金矿尾矿库污染物运移规律

钱伟<sup>1,2</sup>, 王伟<sup>1</sup>, 任宇泽<sup>1</sup>, 田国林<sup>1,3</sup>

(1. 长安大学 环境科学与工程学院, 西安 710054; 2. 中国人民武装警察部队 水电第一支队, 唐山 063000;  
3. 陕西地矿九〇八水文地质工程地质大队, 西安 710600)

**摘要:** 尾矿库污染物运移问题对尾矿库周边地下水安全有重要的影响, 因此准确地掌握尾矿库渗流及污染物运移规律, 对保护矿区的地下水安全具有重大的意义。根据渗流理论以及河谷区坡度大、地形高差大、含水层倾斜的实际情况, 建立以水平多层剖分方式的尾矿库水文地质概化模型, 运用 Visual Modflow 中 MT3DMS 模块对研究区氨氮在地下水中的运移规律进行模拟分析。结果表明: 氨氮在地下水中的运移方向与地下水水流方向基本一致, 氨氮浓度随着迁移距离的增大而减小。

**关键词:** 尾矿库; 地下水; 污染物; 氨氮; 运移; 数值模拟

**中图分类号:** X523   **文献标志码:** A   **文章编号:** 1672-1683(2016)03-0078-06

## Contaminant transportation characteristics of Gehongdao gold mine tailing dam in Gansu province

QIAN Wei, WANG WEI, REN YU ze, TIAN Guo lin

(School of Environmental Science and Engineering, Chang'an University, Xi'an 710054, China)

**Abstract:** The contaminant seepage problem of tailing dam is an important factor affecting the safety of ground water of the tailing dam, so accurately understanding the rules of the tailing dam seepage and contaminant transportation in the tailings is great significance to the prevention of groundwater pollution. According to the seepage theory and the conditions of steep valley, large elevation difference, and tilted aquifer, a hydrogeological generalized model of tailing dam based on horizontal multilayer subdivision was established, while Visual Modflow (MT3DMS) was used to analyze the transportation characteristics of ammonia nitrogen in the groundwater in the study area. The results indicated that ammonia nitrogen migration direction was consistent with groundwater flow direction, and ammonia nitrogen concentration decreased with the increase of the migration distance.

**Key words:** tailing dam; ground water; contaminant; ammonia nitrogen; transportation; numerical simulation

金属矿山开发会导致地表和地下水体污染<sup>[1]</sup>, 主要污染物有重金属<sup>[2,3]</sup>、氨氮<sup>[4]</sup>、氰化物<sup>[5]</sup>等, 而污染后的地下水环境恢复具有时间长、恢复机理复杂、恢复困难等特点<sup>[6]</sup>。尾矿库是矿山堆放矿渣和排放废水的主要设施, 也是矿区地下水污染物的直接来

源, 对尾矿库所在地区地下水流场以及污染物运移规律的研究对防治地下水污染至关重要。近年来数值模拟成为地下水流动规律研究的主流方法, 地下水数值模拟软件有模块化三维有限差分地下水流动模型 Visual Modflow<sup>[8,9]</sup> 有限元地下水系统 Fe

收稿日期: 2015-12-13   修回日期: 2016-03-19   网络出版时间: 2016-05-05

网络出版地址: <http://www.cnki.net/kcms/detail/13.1334.TV.20160505.1334.026.html>

作者简介: 钱伟(1988), 男, 甘肃张掖人, 主要从事水资源、地下水与水环境研究。E-mail: qianwei1988@qq.com.

通讯作者: 王伟(1970), 男, 江西乐平人, 教授, 硕士生导师, 主要从事水资源与环境的教学与科研工作。E-mail: wangwei@chd.edu.cn

FLOW<sup>[10]</sup> (Finite Element subsurface FLOW system)、地下水模拟系统GMS<sup>[11]</sup> (Groundwater Modeling System) 等。本文运用 Visual Modflow 对甘肃格宏道金矿尾矿库所在区域进行地下水渗流及尾矿污染物运移规律研究。

## 1 研究区概况

### 1.1 研究区自然环境及矿山规模概况

本文以甘肃格宏道金矿尾矿库所在区域作为研究区,波日可合河流域自南北贯穿全区。研究区位于青藏高原东缘,属高原大陆性季风气候,具有寒冷湿润、冬长夏短的气候特点。多年平均气温为 2.6℃,多年平均降水量、蒸发量分别为 533.4 mm、1 130.9 mm。研究区地貌形态为典型的高原中山地貌,地形切割较强烈,南北高中间低,自东北向西南逐渐倾斜,海拔为 2 860~3 430 m,相对高差 530 m。尾矿库所在地的中山地貌类型主要分布在格宏道村西北侧的无名沟,高差为 50~100 m,山体斜坡坡度为 20~40°,沟谷呈“U”型,较为开阔平坦,宽度在 70~500 m 之间,纵坡降 10% 左右。沟谷谷底堆积有大量的残坡积物、冲洪积物,两侧山坡上主要为草地覆盖,植被覆盖率 80% 左右,局部平缓处有耕田和村庄。尾矿库的高程在 3 060~3 100 m,在无名沟下游 650 m 处,有地下水出露并汇聚形成波日可合河。

矿山选矿规模为 300 t/d,采用一粗三精三扫浮选工艺,尾矿库服务年限为十年。金矿浮选每天产生的废水 258 m<sup>3</sup>/d,随尾矿进入尾矿库,经澄清、渗滤后流入到坝前高位水池,该部分废水约 75% 以上可回用,其余积存蒸发损耗。选矿废水中除 SS、总磷出现超标外,其余像 pH、化学需氧量、硫化物、氟化物、氨氮、总氮、铜、锌、砷、汞、镉、铬、铬(六价)、铅、锰、氰化物等监测因子均满足排放标准。

### 1.2 研究区水文地质条件

第四系孔隙含水层和基岩裂隙含水层为研究区主要含水层。第四系孔隙含水层分布于波日可合河漫滩及沟谷,含水层为第四系砂砾层,含水层厚度一般为 4.6~23.7 m,斜坡堆积层含水层较薄,一般小于 3 m。支沟沟谷地层泥质含量较低,渗透系数为 2.0842 m/d,波日可合河漫滩及河床渗透系数为 4.1836 m/d。

基岩裂隙水赋存于波日可合河两侧二叠系板岩、燕山期斜长花岗岩的风化裂隙及构造裂隙中。

风化裂隙带平均厚度 5.06 m 左右,局部地段最厚达 22 m,且其越近地表,风化裂隙越发育,裂隙张开一般 1~2 mm,局部被泥砂质充填;随着深度增加,风化裂隙减少,富水性较差。构造裂隙一般显张性特征,局部被泥质、铁质充填,其发育受区域构造控制,富水性相对风化裂隙较差。赋存于风化裂隙中的地下水除部分沿构造裂隙下渗外,大部分随地势由高处向低处径流,最终以地表水或地下径流排泄于沟谷中。

研究区地下水主要接受大气降水补给,顺地势由各分水岭向支沟径流,在地形低洼处或波日可合河切割地带以泉或带状渗流的形式排泄;基岩裂隙水与第四系松散岩类孔隙水水力联系密切;地下水位动态属降水入渗型,其主要受降水的影响并略滞后于降水时间,其中波日可合河河谷及两侧沟谷上游地下水位年变幅大,而下游地下水位年变幅较小。

## 2 研究区地下水污染因子

综合矿区地下水环境现状,尾矿库主要的污染因子有六价铬、砷、氨氮、磷等,污染因子主要由排在尾矿库里的选矿废水和尾矿库中的选矿废渣因降雨淋滤而产生。对多种污染物进行模拟计算后,本次主要以氨氮模拟结果为例进行研究。在尾矿库不同工作情况下的氨氮污染强度见表 1。

表 1 尾矿库非正常工况下氨氮源强

Tab. 1 Source of ammonia nitrogen under abnormal conditions

尾矿库工况设定	氨氮浓度 (mg·L <sup>-1</sup> )	氨氮渗漏量/(g·d <sup>-1</sup> )	影响时间/a	含水层
无防渗	1.71	233.65	10	第四系孔隙水
防渗层破损	1.71	23.30	10	第四系孔隙水

## 3 水流模型建立

### 3.1 研究区边界及数学模型

根据 DEM 数据,经流域分析确定模拟区范围,平面面积为 10.57 km<sup>2</sup>。河流支沟分水岭为模拟区四周边界,地表作为模型顶部边界,河谷下游流出模拟区的最低点向地面以下延伸 30 m 基岩层为底部边界。

模型中,将波日可合河上下游流入流出模拟区的河谷区概化为一类边界;将分水岭边界概化为第二类零流量边界;由于波日可合河、无名沟等地表河流以及大量出露的泉点均排泄区内地下水,因此将其概化为 Drain 边界<sup>[12]</sup>;将模拟区底部透水性差的基岩层概化为隔水底板;将模拟区顶部边界概化为

潜水面边界。数学模型如下:

$$\left\{ \begin{aligned} & \frac{\partial}{\partial x} \left( K \frac{\partial H}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( K \frac{\partial H}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left( K \frac{\partial H}{\partial z} \right) = \\ & S_s \frac{\partial H}{\partial t} \quad (x, y, z) \in \Omega, t \geq 0 \\ & H(x, y, z, 0) = H_0(x, y, z) \quad (x, y, z) \in \Omega \\ & H(x, y, z, t) |_{A_1, A_3} = H_1(x, y, z, t) \quad t \geq 0 \\ & -K \frac{\partial H}{\partial n} |_{A_2, A_4, A_7} = 0 \quad t \geq 0 \\ & Q_r |_{A_5} = C_r(H - H_r) \quad t \geq 0, \text{ 河流及泉边界} \\ & H |_{A_6} = z \\ & -(K + W) \frac{\partial H}{\partial z} + \quad t \geq 0, \text{ 在潜水面} \\ & W |_{A_6} = \mu \frac{\partial H}{\partial t} \end{aligned} \right.$$

式中:  $H$  为水头 (m);  $K$  为渗透系数 (m/d);  $S_s$  为弹性释水率 (1/d);  $W$  为降水入渗补给强度 ( $\text{m}^2/\text{d}$ );  $\mu$  为给水度;  $\Omega$  为渗流区;  $A_1$  为波日可合河入口边界;  $A_2$  为渗流区的西部边界;  $A_3$  为波日可合河出口边界;  $A_4$  为渗流区的东部边界;  $A_5$  为渗流区内河流边界;  $A_6$  为潜水面边界;  $A_7$  为隔水底板边界;  $n$  为各边界面的外法线方向;  $H_0$  为渗流区初始流场 (m);  $H_1$  为一类边界水头 (m);  $Q_r$  为河流(泉)地下水交换量 ( $\text{m}^3/\text{d}$ );  $H_r$  为河流(泉)水位标高 (m);  $C_r$  为河床(泉)介质渗透性能参数 ( $\text{m}^2/\text{d}$ )。

Visual Modflow 软件是基于有限差分法 (FDM) 的数值模拟软件, 可以求解上述数学模型。

### 3.2 研究区网格划分

根据研究区钻孔资料及抽水试验结果、地层结构及其分布特征, 共分为三个含水岩组, 自下而上分别是基岩裂隙含水岩组、基岩风化裂隙含水岩组、第四系松散岩类孔隙含水岩组。

为了准确刻画模拟区, 采用  $30 \times 30 \text{ m}$  的矩形单元格对模型进行等间距剖分, 水平面总共剖分成  $116 \times 160$  个单元格, 见图 1。

由于区内河谷区坡度大, 含水层倾斜, 采用常规的以实际含水层作为模型层剖分计算时, 因各层水流垂向分量不可忽略而导致计算失败, 所以本次计算在垂向上采用水平多层的剖分方式, 将标高  $3430 \sim 3390 \text{ m}$  划分为 2 层, 层厚  $20 \text{ m}$ ; 标高  $3390 \sim 3140 \text{ m}$  剖分为 10 层, 层厚  $25 \text{ m}$ ; 标高  $3140 \sim 2830 \text{ m}$  剖分为 62 层, 层厚  $5 \text{ m}$ , 这样将垂向剖分为 74 层。将高于地表的单元格设置为非活动单元。

根据模拟区调查资料, 将钻孔资料按地层整

理, 通过 Kriging<sup>[13]</sup> 插值生成模型分层数据, 并根据模拟区范围采用 Surfer 软件勾画出模型的 Domain, 这样就构建了模拟区的三维几何模型。

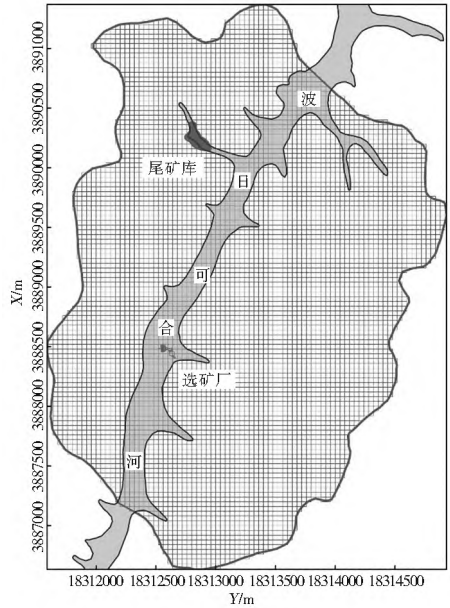


图 1 模拟区剖分网格

Fig. 1 Grid of the model area

### 3.3 模型计算与识别

在已建模型的基础上, 加入模拟区内的水文地质要素, 包括周边及底部边界条件、地表水体、大气降水入渗补给、水文地质参数等, 建立起模拟区三维水文地质模型。

根据模拟区地貌分布特征以及大气降水分布情况, 确定基岩山区大气降水入渗补给系数为  $0.08$ , 补给量  $42.672 \text{ mm}$ , 河谷区入渗补给系数为  $0.25$ , 补给量为  $133.35 \text{ mm}$ 。模型中水文地质参数渗透系数  $K$  和给水度  $\mu$  值根据钻孔抽水试验数据确定, 在调试水文地质模型基础上, 得到模拟区的水文地质参数。

将参数代入模型中进行计算, 得出地下水天然稳定流场。通过流场形态分析, 区内地下水在接受降水入渗补给后总体由各级分水岭处向各自的沟谷系统汇流, 在沟谷及其边坡的一定范围内以泉或溢流的形式出露地表。通过对比模型计算的天然稳定流场和地面高程数据, 可以计算出泉点和地下水溢流带的位置(见图 2), 实测泉点与计算潜在泉点位置基本一致。表 2 中对钻孔计算地下水位与实测地下水位进行对比可知, 钻孔的实测水位与计算水位基本一致, 平均误差为  $0.243 \text{ m}$ , 满足模型精度要求。经模型识别后, 模拟区参数分区及取值见表 3。

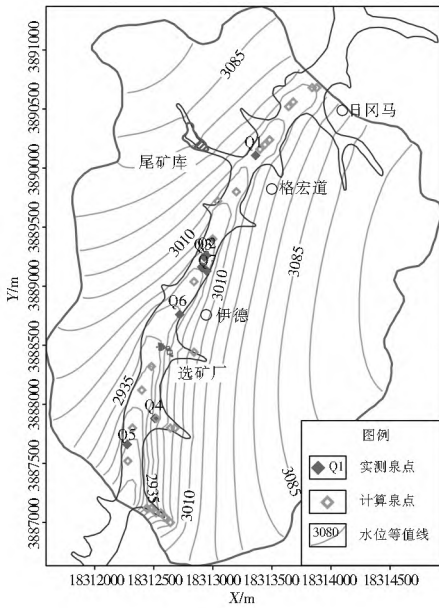


图2 计算泉点与实测泉点位置对比

Fig. 2 Locations of the calculated and measured spring

表2 钻孔计算水位与实测水位对比

Tab. 2 Comparison table of the calculated and measured

钻孔号	实测水位/m	计算水位/m	误差/m
ZK1	2 952. 80	2 953. 40	0. 60
ZK2	2 933. 20	2 933. 80	0. 61
ZK3	2 917. 50	2 938. 84	- 0. 48

表3 模拟区水文地质参数

Tab. 3 Hydrogeological parameters of model area

分区	渗透系数 / (m · d <sup>-1</sup> )	给水度	弹性释水率 / (L · m <sup>-1</sup> )	总孔隙率	纵向弥散度 / m
基岩山区	0. 005	0. 02	1. 0e- 5	0. 02	0. 1
河谷区	4. 1836	0. 2	1. 0e- 5	0. 2	24
支沟区	2. 0842	0. 15	1. 0e- 5	0. 15	10
基岩风化带	0. 0455	0. 05	1. 0e- 5	0. 05	0. 1

## 4 污染物运移模型及预测方法

### 4.1 运移模型

当不考虑污染物在地下水含水层中的交换、吸附、生物化学反应<sup>[14]</sup>等作用时,运移数学模型为:

$$n \frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left( n D_{ij} \frac{\partial C}{\partial x_j} \right) - \frac{\partial}{\partial x_i} (n C V_i) - C' W$$

$$D_{ij} = \alpha_{ij mn} \frac{V_m V_n}{|V|}$$

式中:  $\alpha_{ij mn}$  为含水层弥散度 (m);  $V_m, V_n$  分别为  $m$  和  $n$  方向上的速度分量 (m/d);  $C$  为含水层中污染物的浓度 (mg/L);  $n$  为含水层有效孔隙率;  $x_i$  为空间坐标变量 (m);  $t$  为时间 (d);  $C'$  为源汇项中污染物的浓度 (mg/L);  $W$  为面状源汇项强度 (m<sup>3</sup> / (d · m<sup>2</sup>));

$V_i$  为地下水渗流速度 (m/d)。

### 4.2 污染物运移预测方法

Visual Modflow 软件的 MT3DMS<sup>[15-16]</sup> 模块可以模拟地下水中各种污染物组份的物理迁移过程。与 Visual Modflow 的结构相似, MT3DMS 的程序设计也是采用模块化结构,有基本运移 (BTN)、对流 (ADV)、弥散 (DSP)、源汇混合 (SSM)、化学反应 (RCT)、广义共轭梯度求解 (GCG)、运移过程观测 (TOB) 等多个子程序包。

### 4.3 污染物运移结果

本次计算在所建立的水流模型基础上,用计算所得的地下水流场作为溶质运移计算的初始流场,将污染物的源强数据、渗漏量、影响时间等带入溶质模型中,进行 10 年模拟计算。氨氮在含水层中的运移情况见图 3、图 4 和图 5,影响范围面积和运移距离统计结果见表 4。

表4 氨氮运移成果

Tab. 4 Results of ammonia nitrogen migration

预测因子	预测年限/d	影响范围 / m <sup>2</sup>	超标范围 / m <sup>2</sup>	超标到库区距离 / m	最大运移距离 / m
氨氮 (无防渗)	100	60 989. 22	34 496. 94	34	86
	1 000	103 529. 73	66 518. 82	110	198
	3 650	174 099. 86	107 622. 03	165	245
氨氮 (防渗破损)	100	51 333. 15	249. 26	10	54
	1 000	64 814. 54	38 596. 2	40	118
	3 650	93 364. 81	51 944. 95	78	198

注:最大运移距离起算点为尾矿库初期坝下游边界,运移方向为地下水流向。

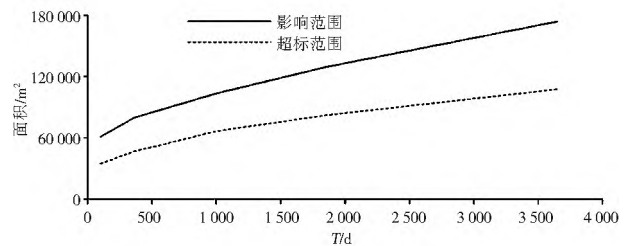


图3 无防渗时氨氮运移面积历时曲线

Fig. 3 Areal duration curve of ammonia nitrogen migration without anti-seepage layer

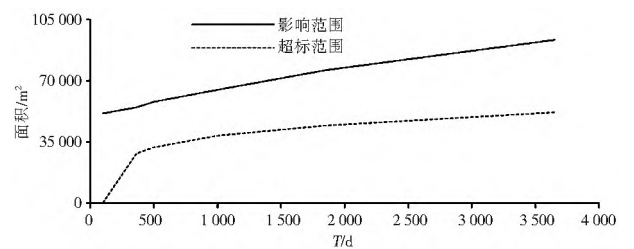


图4 防渗破损时氨氮运移面积历时曲线

Fig. 4 Areal duration curve of ammonia nitrogen migration in anti-seepage damaged case

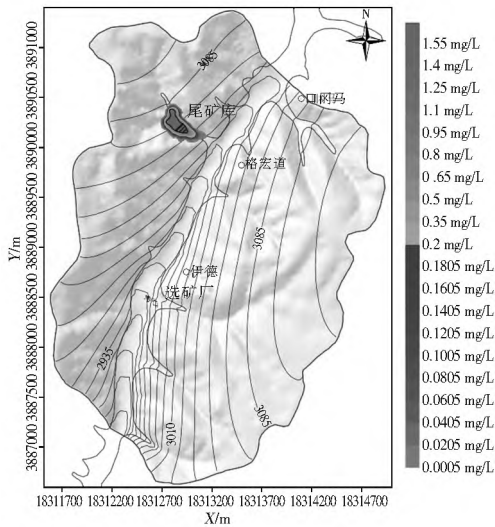


图 5 尾矿库防渗层破损时 10 年氨氮的运移

Fig. 5 Migration of ammonia nitrogen anti seepage damaged case after 10 years

图 3、图 4、图 5 及表 4 表明,氨氮随地下水的流动而迁移,迁移方向与地下水流向基本一致,且污染范围随时间逐渐扩大。

(1) 在无防渗的条件下,1 000 d 后氨氮在平面上沿尾矿库所在无名沟扩展了 198 m,污染范围为 10.35 km<sup>2</sup>,超标范围为 6.65 km<sup>2</sup>;10 a 后氨氮在平面上沿尾矿库所在无名沟扩展了 245 m,污染范围为 17.41 km<sup>2</sup>,超标范围为 10.67 km<sup>2</sup>。

(2) 在防渗破损的条件下,1 000 d 后氨氮在平面上沿尾矿库所在无名沟扩展了约 118 m,污染范围为 6.48 km<sup>2</sup>,超标范围为 3.86 km<sup>2</sup>;10 a 后氨氮在平面上沿尾矿库所在无名沟扩展了 198 m,污染范围为 9.34 km<sup>2</sup>,超标范围为 5.19 km<sup>2</sup>。

## 5 结论

(1) 在高差大、含水层倾斜的河谷区,用水平多层剖分方式建立的水流模型能成功地计算出该区流场,钻孔的计算水位和实测值拟合结果符合模型精度要求,计算泉点与实测泉点位置相符,计算流场能反应研究区的地下水流特征。

(2) 尾矿库发生事故工况时,氨氮的污染范围沿尾矿库逐渐扩大,主要运移方向与地下水流方向一致。在无防渗工况下,3 650 d 氨氮的污染范围为 17.41 km<sup>2</sup>,在防渗破损工况下,3 650 d 氨氮的污染范围为 9.34 km<sup>2</sup>。

(3) 由于沿途地层岩土阻滞和地下水的稀释作用,泄漏的氨氮在地下水中并未快速向下游迁移,随着时间的推移,虽然氨氮运移范围扩大,但氨氮的浓度却随着运移距离的增加而减小。在无防渗工况

下,3 650 d 氨氮的离开尾矿库的最大距离为 245 m,在防渗破损工况下,3 650 d 氨氮的离开尾矿库的最大距离为 198 m,浓度降至限值 0.000 5 mg/L。

(4) 对比无防渗工况和防渗破损工况下氨氮的运移范围和距离可以看出,有效的防渗措施会提高尾矿库的服务质量,能有效的防止矿区地下水污染。

(5) 从模拟数据分析来看,氨氮扩散面积不是很大,在扩散区浓度也较低,因此即便是考虑了岩土对氨氮运移的影响,氨氮对下游地下水的污染风险也将会更小。

## 参考文献(References):

- [1] 张建军. 某尾矿坝污染物迁移的数值模拟研究[D]. 西安: 西安理工大学出版社, 2007. (ZHANG Jiarr jun. Numerical simulation of contaminant transport of a certain tailing dam[D]. Xi'an: Xi'an University of Technology Press, 2007. (in Chinese))
- [2] 陈松. 尾矿库重金属的污染机理及其数值模拟研究[D]. 长沙: 中南大学出版社, 2011. (CHEN Song. Study on the mechanism and simulation for pollution of heavy metals in the tailing[D]. Changsha: Central South University Press 2011. (in Chinese))
- [3] 李庚飞. 潼关县废弃金矿周围土壤重金属研究[J]. 安徽农业科学, 2012, 40(2): 825-827. (LI Geng fei. Research of heavy metal on abandoned mine soil around Tongguan county[J]. Journal of Agricultural Science, 2012, 40(2): 825-827. (in Chinese))
- [4] 王连生. 有机污染物在环境中的行为及生态效应[J]. 中国科学基金, 1994(3): 160-163. (WANG Lar sheng. Establish dynamics of the mar earth system, and strengthen the synthetic investigation of environmental and ecological problems[J]. Bulletin of National Natural Science Foundation of China 1994(3): 160-163. (in Chinese))
- [5] 郭曙升, 周中华. 张家口金矿含氰废水的氯、氰污染与控制[J]. 金属矿山, 1999, 17(9): 48-49. (GU O Shu sheng, ZHOU Zhonghua. The pollution and control of waste water containing chloride and cyanide of ZhangJiakou Gold Mine[J]. Metal Mine, 1999, 17(9): 48-49. (in Chinese))
- [6] 朱生旭, 张震斌. 辽宁天舜污水处理池渗滤液运移规律研究[J]. 黑龙江交通科技, 2014, (1): 157-158. (ZHU Sheng xu, ZHANG Zhe bin. The research of sewage pool transport rule of Tianshun in Liaoning[J]. Heilongjiang Traffic Science and Technology, 1999, 17(9): 48-49. (in Chinese))
- [7] 谢世杰, 张强, 冯浩然. 迁安某矿区尾矿库地下水氟化物迁移模拟预测[J]. 甘肃水利水电技术, 2013, 49(3): 4-6. (XIE Shi jie, ZHANG Qiang, FENG Hao ran. The migration simulation prediction of fluoride groundwater of a mining area in Qian'an[J]. Gansu Water Resources and Hydropower Technology, 2013, 49(3): 4-6. (in Chinese))
- [8] 冯洁. 可视化地下水数值模拟软件(VISUAL MODFLOW)在国内的应用[J]. 地下水, 2013, 35(4): 34-36. (FENG Jie. Application of visual MODFLOW in groundwater numeric simulation model[J]. Ground Water, 2013, 35(4): 34-36. (in Chinese))
- [9] 尉鹏翔. Visual Modflow 在地下水污染物运移模拟中的应用

- [J]. 水资源保护, 2011, 27(4): 19-21. (WEI Peng xiang. Application of Visual Modflow to simulation of groundwater contamination migration[J]. Water Resources Protection, 2011, 27(4): 19-21. (in Chinese))
- [10] 贺国平, 邵景力, 崔亚莉, 等. FEFLOW 在地下水水流模拟方面的应用[J]. 成都理工大学学报: 自然科学版, 2003, 30(4): 356-361. (HE Guo ping, SHAO Jing-li, CUI Ya-li, et al. Application of FEFLOW to groundwater flow simulation[J]. Journal of Chengdu University of Technology: Science & Technology Edition, 2003, 30(4): 356-361. (in Chinese))
- [11] 陈舟, 施佳会, 杨小辉, 等. 某垃圾发电厂地下水污染模拟研究[J]. 工程勘察, 2014, (12). (CHEN Zhou, SHI Jia-hui, YANG Xiao-hui, et al. Simulation study on groundwater pollution of a garbage power plant[J]. Geotechnical Investigation & Surveying, 2014, (12). (in Chinese))
- [12] 徐嘉璐, 陈泉萌, 郭倩, 等. 渗流井取水数值模拟及应用[J]. 南水北调与水利科技, 2013, 11(4): 97-100. (XU Jia-lu, CHEN Xiao-meng, GUO Qian, et al. Numerical simulation and application of water taking by seepage well[J]. South to north Water Transfers and Water Science & Technology, 2013, 11(4): 97-100. (in Chinese))
- [13] 刘世翔, 胡艳飞, 闫清华, 等. 专家克里金插值法在空间插值中的应用[J]. 地质与资源, 2011, 20(4): 292-294. (LIU Shi-xiang, HU Yan-fei, YAN Qing-hua, et al. Application of expert Kriging algorithm in the spatial interpolation[J]. Geology and Resources, 2011, 20(4): 292-294. (in Chinese))
- [14] 郑西来, 钱会, 席临平, 等. 地下水系统中石油污染物的吸附转移研究[J]. 勘察科学技术, 1998, (1): 26-29. (ZHENG Xi-lai, QIAN Hui, XI Lin-ping, Absorption transference study of petroleum contaminant in ground water system[J]. Site Investigation Science and Technology, 1998, (1): 26-29. (in Chinese))
- [15] H P, DA B, C Z. MODFLOW/MT3DMS-based reactive multi-component transport modeling[J]. Ground Water, 2003, 41(2): 247-257.
- [16] Curtis G P, Davis J A, Naftz D L. Simulation of reactive transport of uranium(VI) in groundwater with variable chemical conditions[J]. Water Resources Research, 2006, 42(4): 336-336.
- (下接第 182 页)
- [33] 王文圣, 丁晶, 金菊良. 随机水文学[M]. 第二版. 北京: 中国水利水电出版社, 2008: 48-53. (WANG Wen-sheng, DING Jing, JIN Ju-liang. Stochastic hydrology[M]. Second Edition. Beijing: China Water Power Press, 2008: 48-53. (in Chinese))
- [34] 王倩, 刘雪华, 岳天祥. 淮河流域粮食生产潜力空间格局研究[J]. 生态经济, 2014, 30(7): 24-27. (WANG Qing, LIU Xue-hua, YUE Tian-xiang. Study on the Spatial Patterns of Food Production Potential in the Huaihe River Basin[J]. Ecological Economy, 2014, 30(7): 24-27. (in Chinese))
- [35] 安徽省水利厅. 安徽水旱灾害[M]. 北京: 中国水利水电出版社, 1998: 195. (Water Resource Department of Anhui Province. Flood and drought disasters in Anhui Province[M]. Beijing: China Water Power Press, 1998: 195. (in Chinese))
- [36] 安徽省统计局. 安徽统计年鉴[M]. 北京: 中国统计出版社, 2000-2013. (Bureau of Statistics of Anhui. Anhui statistical yearbook[M]. Beijing: China Statistics Press, 2000-2013. (in Chinese))
- [37] 唐明, 邵东国, 姚成林, 等. 改进的突变评价法在旱灾风险评价中的应用[J]. 水利学报, 2009, 40(7): 858-862, 869. (TANG Ming, SHAO Dong-guo, YAO Cheng-lin, et al. Improved catastrophe theory based evaluation method and its application to drought disaster risk evaluation[J]. Journal of Hydraulic Engineering, 2009, 40(7): 858-862, 869. (in Chinese))
- [38] 欧阳蔚, 于艳青, 金菊良, 等. 基于信息扩散与自助法的旱灾风险评估模型—以安徽为例[J]. 灾害学, 2015, 30(1): 228-235. (OU YANG Wei, YU Yan-qing, JIN Ju-liang, et al. Risk assessment model of drought disaster based on information diffusion and bootstrap A Case Study in Anhui[J]. Journal of Catastrophology, 2015, 30(1): 228-235. (in Chinese))
- [39] 宫德吉, 郝慕玲, 侯琼. 旱灾成灾综合指数的研究[J]. 气象, 1996, 22(10): 3-7. (GONG De-ji, HAO Mu-ling, HOU Qiong. Study on the complex Index of the Drought Disaster[J]. Meteorological Monthly, 1996, 22(10): 3-7. (in Chinese))
- [40] 曹升乐, 王艳玲, 俞如安. 山东省旱情评价预测方法研究[J]. 山东大学学报: 工学版, 2006, 36(2): 58-61. (CAO Sheng-le, WANG Yan-ling, YUN Ru-an. Study on drought assessment and forecast method of Shandong Province[J]. Journal of Shandong University of Technology, 2006, 36(2): 58-61. (in Chinese))
- [41] 石长金, 孙雪文, 汪星. 黑龙江省区域旱灾的综合统计分析[J]. 水土保持研究, 2006, 13(1): 160-161. (SHI Chang-jin, SUN Xue-wen, WANG Xing. Synthesis statistical analysis on regional drought in Heilongjiang Province[J]. Research of Soil and Water Conservation, 2006, 13(1): 160-161. (in Chinese))
- [42] 石忆邵. 陕西省干旱灾害的成因及其时空分布特征[J]. 干旱区资源与环境, 1994, 8(3): 51-57. (SHI Yi-shao. Formation and temporal and spatial distribution of droughts in Shanxi[J]. Journal of Arid Land Resources and Environment, 1994, 8(3): 51-57. (in Chinese))