文章编号:1673-0062(2011)03-025-06

地浸采铀地下水中放射性污染物迁移的模拟

李春光1,2,谭凯旋1*

(1. 南华大学 核资源与核燃料工程学院,湖南 衡阳 421001;2. 湖南交通工程职业技术学院 交通工程系,湖南 衡阳 421001)

摘 要:地浸采铀对地下水的放射性污染是一个倍受关注的环境问题.本文对新疆某地浸采铀矿山井场地下水污染的监测结果进行了分析,建立了地浸采铀井场地下水中污染物迁移的动力学模拟,对污染物在地下水中的迁移规律进行了数值模拟.在地浸生产期间,有少量的放射性污染物 U 和硫酸向井场外迁移,但污染物迁移速度和迁移距离都比较小,污染物浓度较低,污染物呈不规则的齿形迁移,U 和 SO²⁻ 的迁移规律与迁移趋势是一致.数值模拟对分析地浸采铀矿山地下水中污染物的迁移规律、预测和控制污染物的迁移提供有效的途径和依据.

关键词:放射性污染物;地下水;数值模拟;地浸采铀

中图分类号:TD868 文献标识码:A

Modeling the Migration of Radioactive Contaminants in Groundwater of In Situ Leaching Uranium Mine

LI Chun-guang^{1,2}, TAN Kai-xuan¹*

(1. School of Nuclear Resources and Nuclear Fuel Engineering, University of South China, Hengyang, Hunan 421001, China; 2. Department of Traffic Engineering, Hunan Technical College of Traffic Engineering, Hengyang, Hunan 421001, China)

Abstract: The radioactive contamination of groundwater from in situ leaching (ISL) of uranium mining is a widespread environmental problem. This paper analyzed the monitor rasults of groundwater contaminations for a in situ leaching uranium mine. A dynamic model of contaminants transport in groundwater in ISL well field was established. The processes and mechanisms of contaminant transport in groungwater were simulated numerically for a ISL well field. A small quantity of U and SO₄²⁻ migrate to outside of well field during ISL production stage. But the migration velocity and distance of contaminations is small, and the concentration is low. Contaminants migrate as anomalistic tooth-shape. The migration

收稿日期:2011-03-24

基金项目:高等学校博士学科点专项科研基金资助项目(20094324110002)

trend of U and SO_4^{2-} is consistent. Numerical modeling can provide an effective approach to analyse the transport mechanism, and forecast and controll the migration of contaminants in groundwater in ISL well field.

key words: radioactive contaminants; groundwater; numerical simulation; in-situ leaching uranium mining

0 引 言

地浸采铀是将溶浸液直接注入地下含铀矿层 中,利用矿物与水溶液的化学反应来获取铀的一 种新采矿技术. 由于地浸采铀不需并巷工程、生产 成本较低、对地表生态环境破坏小、能适应于低品 位铀矿开采,由此地浸采铀已成为国际上一种重 要的采铀方法. 据国际原子能机构的统计[1-2], 全 世界的铀资源有21%可适应于地浸开采,2007年 地浸生产的铀占铀总产量的27.7%. 我国地浸采 铀也占有非常重要的地位,不仅查明了丰富的可 地浸砂岩铀矿资源,而且于上世纪90年代取得了 地浸采铀的成功,目前已建成多座地浸采铀矿山. 地浸采铀过程中向地下注入大量的溶浸剂和氧化 剂,特别是我国主要采用酸法地浸,向地下注入大 量的硫酸,所注入的化学试剂和溶浸出来的 U 和 其它有害元素可造成对地下水的污染. 因此地浸 采铀中放射性等污染物在地下水中的迁移机制、 污染控制和修复引起了管理机构和科研人员的高 度重视[3-5]. 本文对新建某地浸矿山生产井场地下 水中 U 和 SO²- 的迁移规律进行数值模拟,为矿山 地下水的污染控制与环境治理提供理论依据.

1 矿山生产概况及井场水文地质条件

某地浸矿山于 2002 年开始地浸开采至今. 工程井场由 60 多个抽出井、100 多个个注入井组成,

溶浸剂是硫酸与氧化剂,抽液量大于注液量的 0.5%~1.5%. 矿区地层中发育两种类型的氧化 带:一种是潜水垂直淋积形成的潜水氧化带:另一 种是承压水顺层氧化形成的层间氧化带,控制着砂 岩型工业铀矿化. 根据矿床地质勘探报告、储量计 算报告和地质补充勘探报告中有关水文地质资料 综合分析,该矿床自地表到地下垂向分布着四个地 下含水层:第四系潜水层、白垩系地层与侏罗系水 西沟群第五煤层间的承压含水层、侏罗系水西沟群 第五煤层与第八煤层间的地下含水层、侏罗系水西 沟群第八煤层与达拉地岩间的深部承压含水层. 地 浸开采的含矿含水层主要赋存于侏罗系水西沟群 第V旋回中. 含矿含水层地下水的总体流向由南向 北,不同地段有所变化. 在本矿区所作充电法实测 的结果表明,含矿含水层地下水的流向是北东 22.50°;水文地质调查确定的地下水流向为北东 30°左右. 含矿含水层地下水最终排入河流. 含矿埋 深 100~300 m, 矿层的顶、底板由泥岩或泥岩、粉砂 岩互层构成,延伸连续、分布稳定,是含矿含水层的 天然封闭层. 含矿含水层静水位约 50~210 m,pH 值为 6.5, Eh 值 - 228 mV ~ 283 mV, 矿化度 0.56 ~ 1.16 g/L, 水质类型为 HCO₃ · SO₄ ² -—Na ⁺ · Ca^{2+} SO_4^{2-} · $HCO_3^ Na^+$ · Ca^{2+} SO_4^{2-} · HCO_3^- · Cl⁻—Ca²⁺·Na⁺及Cl⁻·HCO₃—Ca²⁺·Na⁺,平 均渗透系数 0.5 m/d 左右. 水文地质参数见表 1,地 下水化学成分本底值见表 2.

表 1 含矿含水层水文地质参数

Table 1 Hydrogeological parameter of ore-bearing aquifer

水平渗透系数 K/(m・d ⁻¹)	垂直渗透系数 K _s /(m·d ⁻¹)	含水层厚度 <i>M</i> /m	单位贮水 系数	给水度	有效孔隙度 n	导水系数 T/(m ² ·d ⁻¹)
0.7	0.04	4.07	0.005	0.12	0.32	9.1

表 2 研究区地下水化学成分本底值(mg/L)

Table 2 Thebackground of chemical component of groundwater (mg/L)

Ca ^{2 +}	Mg ^{2 +}	SO ₄ 2 -	рН	U	Eh	K +	Na ⁺	Al ^{3 +}	Fe	Cl -	HCO ₃	SiO ₂	F -
78	26.8	163	6.5	< 0.01	280 mV	3.6	89.9	< 0.1	< 0.1	40.4	320	15.0	0.56

2 井场监测结果

该矿山在井场周围布设了 19 个监测井,对其地下水中的污染物质 SO_4^2 、U 等进行了监测,其中监测井 G1 位于井场西侧南端距离井场边界 100 m 左右,监测井 G2 位于井场西侧北端距离井场边界 100 m, G1 和 G2 两个监测井在 2004—2005 年的监测分析结果列于图 1. 结果表明, G1 井中 U 浓度为 $0.6 \sim 1.3 \, \text{mg/L}$, SO_4^2 浓度为 $51 \sim$

590 mg/L; G2 井中 U 浓度为 0.5~3.6 mg/L, SO₄² 浓度为 120~390 mg/L; 均明显高于该区地下水的本底值, 说明地浸生产开始后有少量溶浸液向井场外迁移并造成井场周围地下水的污染.但是 2004 和 2005 是该井场地浸生产的高浓度期,该时期生产液中 U 浓度一般达到 100~240 mg/L, SO₄² 浓度达到 10~24 g/L, 与井场生产井相比,显然向井场外迁移的量很少,防渗漏效果是比较好的.

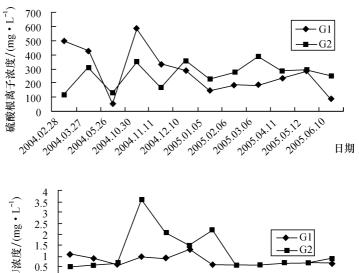


图 1 监测井 U 和 SO_4^{2-} 污染物分析结果

Fig. 1 The analysis results of U and SO_4^{2-} in monitor well

3 污染物迁移模型和数值模拟

3.1 概念模型

只有先将地质模型进行概化,才能建立地下水污染物迁移的数学模型并进而求解^[6]. 井场范围内含矿含水层变化不大,根据地质勘探结果,可将其概化为等厚、各向同性的薄层. 含矿含水层顶、底板致密,不考虑越流的影响. 成孔时用耐酸性水泥进行封隔止水,防止了溶浸剂与上部的第一、第二含水层发生串流. 由于埋藏较深,大气降水入渗与大气蒸发对含矿含水层的影响可不考虑. 假设现在还在生产的其它井场对模拟区域无影响,将水流上、下游方向离井场一定距离范围概化为等水头边界. 含矿含水层厚度很薄(平均4.07 m),相对于模拟范围可认为两侧的水流接

近平行,根据流线不会发生相交的特点,可以沿水流线平行的方向上,把其概化为隔水边界.综合上述,所模拟的含矿含水层可概化为二维水动力流场和二维溶质弥散场.

3.2 数学模型

根据概化的二维水动力流动和二维溶质运移模型建立如下的数学模型与边界条件:

水流模型:
$$T(\frac{\partial^2 H}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 H}{\partial y^2}) + W = \mu \frac{\partial H}{\partial t};$$

初始条件: $H(x,y,0)x,y \in G = H_0(x,y);$
边界条件: $H(x,y,t)x,y \in L_1 = H_1;$
 $H(x,y,t)x,y \in L_2 = H_2;$
 $\frac{\partial H}{\partial n} | x,y \in L_3 = 0.$
溶质运移方程:

$$R_{d} \frac{\partial \rho}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left[D_{xx} \frac{\partial \rho}{\partial x} + D_{xy} \frac{\partial \rho}{\partial y} \right] + \frac{\partial}{\partial y} \left[D_{yx} \frac{\partial \rho}{\partial x} + D_{yy} \frac{\partial \rho}{\partial y} \right] - \frac{\partial}{\partial x} (\rho u_{x}) - \frac{\partial}{\partial y} (\rho u_{y}) + R_{d} \lambda;$$
边界条件: $\rho (x, y, 0)_{x, y \in B} = \rho_{0};$
 $\rho (x, y, 0)_{x, y \in B} = \rho_{1};$
 $\rho (\infty, \infty, t) = \rho_{0}.$
其中: $R_{d} = 1 + \frac{\rho_{d}}{n} K_{d};$

$$D_{xx} = \alpha_{T} u + (\alpha_{L} - \alpha_{T}) \frac{u_{x}^{2}}{u};$$

$$D_{yy} = \alpha_{T} u + (\alpha_{L} - \alpha_{T}) \frac{u_{y}^{2}}{u}.$$

$$D_{xy} = D_{yx} = (\alpha_{L} - \alpha_{T}) \frac{u_{x} u_{y}}{u}.$$

式中: T 为导水系数(m^2/d); μ 为给水度(无量纲); H 为水头值(m); H_1 为上游等水头边界的水头值(m); H_2 为下游等水头边界的水头值(m); L_1 、 L_2 、 L_3 分别为上游等水头边界、下游等水头边界、隔水边界条件; G 为模拟区; n_1 为边界的外法线方向; R 为饱和介质的阻滞系数(无量纲); K_d 为分配系数(mL/g); ρ_d 为介质密度(g/cm^3); n 为孔隙率(无量纲); D_{xx} 、 D_{xy} 、 D_{yx} 、 D_{yy} 为不同方向上的水动力弥散系数张量(m^2); ρ 为含水层中某物质的质量浓度(mg/L); λ 为核素衰变常数; ρ_0 为地下水中某物质的本底质量浓度(mg/L); ρ_0 为井场地下水中某物质的的初始质量浓度; g 为井场区域; g 为g 为有户的和的对价,g 为有,为其为时的和的对价,g 为者,对有问的对价,g 为者,对有问的和简水流实际速度(g 为分)。

3.3 模拟参数的确定

3.3.1 弥散度

弥散度是地下水动力学弥散理论中用来描述 孔隙介质的一个重要参数,其选择有三种方法: 1)现场实验测定;2)参考前人资料直接取值;3) 利用弥散度尺度效应的分形理论进行计算. 野外 实验测定成本高而成功率低,室内实验弥散度太 小不能反映实际情况,而根据弥散度的分形理论 求取的方法较好[7]. 弥散度的分形计算公式为:

$$\lg l_s = \frac{1}{D} \lg \alpha_L + C$$

式中: l_s 为空间尺度,一般为研究区域或者模拟范围的最大尺度; α_L 为纵向弥散度; C 为常数,它与介质类型有关; D 为分维数,不同介质模型纵向弥散尺度效应的分维值列于表 $3^{[8]}$; C 为取决于岩性

特征的常数. 尺度效应分维数描述纵向弥散度随尺度增加而增加的规律, 是定量指标, 根据尺度效应分维数求取弥散度的方法是一种简洁的参数估计方法, 本次模拟采用了该方法. 本文中模拟所涉及的不同岩石的弥散度计算分形公式列于表 4.

表 3 不同的模型纵向弥散尺度效应的分维数 Table 3 Fractal dimension of scaleeffectiveness of vertical dispersion in different models

	模型分类					
岩 性	解析模型	数值模型				
	综合 一维 二维 三维	奴担佚望				
孔隙介质	1.627 4.173 1.778 1.548	0.563				
非孔隙介质	1.098	0.817				

表 4 数值模拟各种岩层的纵向弥散度计算分形公式
Table 4 Fractal formula of vertical dispersion
for different rock beds

岩性	分维数(D)	分维方程
亚粘土	0. 563	$\lg l_{\rm s} = \frac{1}{0.563} \lg \alpha_L + 1.71$
卵石层	0. 563	$\lg l_{\rm s} = \frac{1}{0.563} \lg \alpha_{\scriptscriptstyle L} + 1.056$
砂页岩	0. 563	$\lg l_{\rm s} = \frac{1}{0.563} \lg \alpha_{\scriptscriptstyle L} + 0.888$

该矿是属于砂岩型矿石,模拟区域 1000 m×1000 m,所以,可以求得纵向弥散度 15.45 m,据文献[9]横向弥散度为纵向弥散度的 1/30,即为0.515.

3.3.2 模拟初始浓度

模拟的初始浓度采用该矿山开采前地下水水质的本底值(见表2);矿石的化学组成列于表5.

表 5 矿石化学成份
Table 5 Chemical component of ore bed

组份	${\rm SiO_2}$	$\mathrm{Al}_2\mathrm{O}_3$	FeO	MgO	CaO
含量/%	83.57	6.67	0.76	0.56	0.62
组份	Na_2O	K_2O	U^{4} +	U ^{6 +}	其它
含量/%	0.15	6.03	0.06	0.04	5.02

3.3.3 其他参数的选择

模拟区的渗透系数,有效孔隙度,含水层厚度等水文地质参数参见表 1. 等水头水位可以由平均水力梯度与附近钻孔的水位来推算,上游等水头水位为 1022 m,下游等水头水位为 1020 m. 据

文献[10-12] SO_4^2 不考虑含水层介质的吸附,U 考虑与含水层介质的等温线性吸附,其分配系数 K_a 值为 1 200 mg/L,扩散系数为 0.000 05 m²/s,介质密度为 2 000 kg/m³.

3.4 数值模拟

选取某采区进行模拟,该采区内布施注液孔 25 个,抽液孔 9 个,采区外围西北侧(距采区边界直线距离约 100 m)监测井 2 个.数值模拟采用GMS(Groungwater Modeling System)软件进行,首先应用其中的Grid模块对模拟区域建立1 000 m×1000 m的网格,将其剖分为10 m×10 m的网格10000个,然后将井场的实际抽液量按生产时间输入,注液量为抽液量的98.5%.运用MODFLOW和MT3DMS模块进行污染物运移的数值模拟.

4 模拟结果与讨论

模拟了采区地下水中 U 和 SO₄ - 浓度分布随

生产时间的变化,图 2 是生产 1 年后和 3 年后 U 浓度的分布的模拟结果,图3是生产1年后和3 年后 SO₄ - 浓度的分布的模拟结果. 1) 生产期间有 少量的 U 和 SO₄ 等污染物迁移至井场外,迁移 速度慢,生产3年后U和SO4-都只有很低的浓度 线到达 G1 和 G2 两个观测孔处:2) 污染物向井场 外的迁移和污染物浓度分布是不均匀的,呈不规 则的齿形迁移,G1 和 G2 两个观测孔处都处于污 染物迁移前锋的齿缝处,其监测结果可以代表井 场地下水污染物迁移的最大情况;3)污染物主要 向东、西、北东方向侧迁移,南侧位于地下水的上 游,所以污染物向南迁移最小;北东侧位于地下水 的下游,其污染物的整体迁移速度和迁移距离最 大;4)U和SO²⁻的迁移规律与迁移趋势是一致 的,说明两者是一起迁移的,在酸性的含硫酸水溶 液中,溶解铀主要以 UO₂SO₄⁰、UO₂(SO₄)₂²⁻等硫 酸铀酰络合物存在和迁移.

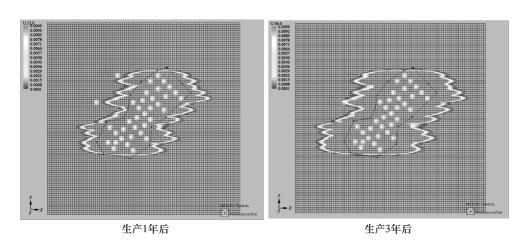


图 2 地下水中 U 浓度分布模拟结果

Fig. 2 Simulation result of the distribution of U concentration in groundwater

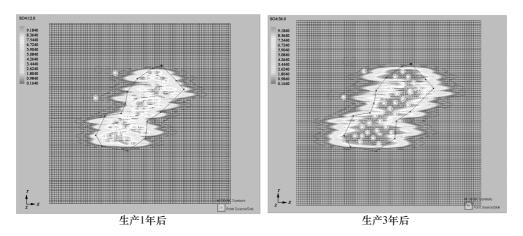


图 3 地下水中 SO₄-浓度分布模拟结果

Fig. 3 Simulation result of the distribution of SO₄²⁻ concentration in groundwater

5 结 论

监测和模拟结果表明地浸采铀生产期间有少量的放射性污染物 U 和硫酸向井场外迁移,对周边地下水环境造成一定的污染. 污染物迁移速度和迁移距离都比较小,污染物浓度较低,污染物呈不规则的齿形迁移,U 和 SO²⁻ 的迁移规律与迁移趋势是一致. 模拟和监测结果基本一致,数值模拟可以为分析地浸采铀矿山污染物在地下水的迁移规律、预测污染物的迁移趋势提供有效的途径,同时也可为地下水污染物的控制和修复提供依据.

参考文献:

- [1] McMurray J M. Worldwide uranium resources and production capacity-the future of the industry [C]//Uranium Production and Raw Materials for the Nuclear Fuel Cycle Supply and Demand, Economics, the Environment and Energy Security. Vienna; IAEA, 2005; 27-35.
- [2] Ceyhan M. World Distribution of Uranium Deposits (UDEPO) with Uranium Deposit Classification[R]. Vienna; Interal Atomic Energy Agency, 2009.
- [3] Mudd G M. Critical review of acid in situ leach uranium mining:1. USA and Australia [J]. Environmental Geology, 2001, 41:390-403.

- [4] Mudd G M. Critical review of acid in situ leach uranium mining; 2. Soviet Block and Asia[J]. Environmental Geology, 2001, 41:404-416.
- [5] Blaise J R. Guidebook on environmental impact assessment for in situ leach mining projects [R]. Vienna; Interal Atomic Energy Agency, 2005.
- [6] 吕俊文,徐乐昌,杨勇.某地浸采铀矿山采区井场地下水中铀迁移预测[J].铀矿冶,2007,26(2):84-89.
- [7] 王焰新,马腾.U(VI)在浅层地下水系统中迁移的反应—输运耦合模拟——以我国南方核工业某尾矿库为例[J].地球科学,2000,25(5):456-461.
- [8] Bear J, Cheng A H D. Modeling groundwater flow and contaminant transport [M]. New York: Springer, 2010.
- [9] 陈崇希,林敏. 地下水动力学[M]. 武汉:中国地质出版社,1999.
- [10] 王志明,李书绅. 低放废物浅地层处置安全评价指南 [M]. 北京:原子能出版社,1993.
- [11] 李宽良,孙晋玉. 迁移方程中放射性污染物衰变项 (- AC Rd) 商権[J]. 成都理工大学学报,2010,37 (1):110-112.
- [12] Yilin Fang, Steven B. Multicomponent reactive transport modeling of uranium bioremediation field experiments [J]. Geochimica et Cosmochimica Acta, 2009, 73: 6029-6051.