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 SO₄²⁻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-xuan^{1*}

(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 SO_4^{2-} 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)

作者简介:李春光(1983-),女,内蒙古赤峰人,南华大学核资源与核燃料工程学院硕士研究生.主要研究方向:铀矿 冶与环境.*通讯作者.

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.由于地浸采铀不需井巷工程、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 SO4-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50~210m,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⁻·SO₄²⁻—Na⁺· Ca^{2+} SO_4^{2-} \cdot HCO_3^{-} - Na^{+} \cdot Ca^{2+} SO_4^{2-} \cdot HCO_3^{-} \cdot $Cl^- - Ca^{2+} \cdot Na^+ \not \ge Cl^- \cdot HCO_3^- - Ca^{2+} \cdot Na^+, \not =$ 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.

Table 1	Hydrogeological parameter of ore-bearing aquifer
	农I 召り召小层小义地顶参数

水平渗透系数 <i>K/</i> (m・d ⁻¹)	垂直渗透系数 <i>K</i> _s /(m・d ⁻¹)	含水层厚度 <i>M</i> /m	单位贮水 系数 µ/(m ⁻¹)	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} +	SO4 ^{2 -}	pН	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 SO₄⁻、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 0.6~1.3 mg/L,SO₄⁻ 浓度为 51~ 590 mg/L; G2 井中 U 浓度为 0.5 ~ 3.6 mg/L, SO₄⁻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, SO₄⁻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 SO₄⁻ 污染物分析结果 Fig. 1 The analysis results of U and SO₄²⁻ 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 水人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: $H(x,y,t)x, y \in L_1 = H_1;$
 $H(x,y,t)x, y \in L_2 = H_2;$
 $\frac{\partial H}{\partial n} \mid x, y \in L_3 = 0.$
溶质运移方程:

$$\begin{split} R_{d} \frac{\partial \rho}{\partial t} &= \frac{\partial}{\partial x} \Big[D_{xx} \frac{\partial \rho}{\partial x} + D_{xy} \frac{\partial \rho}{\partial y} \Big] + \frac{\partial}{\partial y} \Big[D_{yx} \frac{\partial \rho}{\partial x} + D_{yy} \frac{\partial \rho}{\partial y} \Big] - \frac{\partial}{\partial x} (\rho u_{x}) - \frac{\partial}{\partial y} (\rho u_{y}) + R_{d} \lambda; \\ \vdots \\ \vdots \\ D_{yy} \frac{\partial \rho}{\partial y} \Big] - \frac{\partial}{\partial x} (\rho u_{x}) - \frac{\partial}{\partial y} (\rho u_{y}) + R_{d} \lambda; \\ \vdots \\ i \\ D_{T} \\ R \\ R \\ H : \rho (x, y, 0) |_{x, y \in B} = \rho_{1}; \\ \rho(\infty, \infty, t) = \rho_{0}. \\ \vdots \\ R_{d} &= 1 + \frac{\rho_{d}}{n} K_{d}; \\ D_{xx} &= \alpha_{T} u + (\alpha_{L} - \alpha_{T}) \frac{u_{x}^{2}}{u}; \\ D_{yy} &= \alpha_{T} u + (\alpha_{L} - \alpha_{T}) \frac{u_{y}^{2}}{u} \\ D_{yy} &= \alpha_{T} u + (\alpha_{L} - \alpha_{T}) \frac{u_{x} u_{y}}{u}. \end{split}$$

式中: *T* 为导水系数(m²/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/cm³); *n* 为孔 隙率(无量纲); *D*_{xx}、*D*_{yy}、*D*_{yy} 为不同方向上 的水动力弥散系数张量(m²); 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; *B* 为井场区域; α_T 为横向弥散度(m); α_L 为纵向弥散度(m); u_x 、 u_y 为 x, y 方向上的孔隙水流实际速度(m/d); u 为 总的孔隙水流实际速度(m/d).

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	粉店槽刑				
	综合 一维 二维 三维	奴围候望				
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	$\lg l_s = \frac{1}{0.563} \lg \alpha_L + 1.71$
卵石层	0. 563	$lgl_{s} = \frac{1}{0.563} lg\alpha_{L} + 1.056$
砂页岩	0. 563	$\mathrm{lg}l_{\mathrm{s}} = \frac{1}{0.563} \mathrm{lg}\alpha_{L} + 0.888$

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	SiO_2	Al_2O_3	FeO	MgO	CaO
含量/%	83.57	6.67	0.76	0.56	0.62
组份	Na ₂ O	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] SO₄²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_d 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100m)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1000m× 1000m的网格,将其剖分为10m×10m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 SO₄²⁻ 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 SO4-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.



生产1年后







图 3 地下水中 SO₄⁻ 浓度分布模拟结果

Fig. 3 Simulation result of the distribution of SO_4^{2-} 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].铀矿治,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
 (-λC 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.