

# PRB 技术在地下水污染修复中的研究进展

刘 玲,徐文彬,甘树福

(广东工业大学环境科学与工程学院,广东 广州 510090)

**摘要** 综述可渗透反应墙(PRB)的技术关键、零价铁修复的原理和 PRB 的最新进展和实例应用,介绍 PRB 技术处理地下水的技术优势及存在问题。

**关键词** 可渗透反应墙;地下水污染;修复技术;零价铁

中图分类号:X523;X703 文献标识码:A 文章编号:1004-693X(2006)06-0076-05

## Study on permeable reactive barrier for remediation of groundwater contamination

LIU ling, XU Wen-bin, GAN Shu-fu

(College of Environmental Science and Engineering, Guang Dong University of Technology, Guang Zhou 510090, China)

**Abstract** The key technology of permeable reactive barrier (PRB) and the principle of zero valent iron remediation were summarized, and the study progress and practical applications were reviewed. Finally, the advantages and problems of the technology were pointed out.

**Key words** permeable reactive barrier; groundwater contamination; remedy technology; zero valent iron

20 世纪 90 年代,污染土壤及地下水的修复在国际上得到了高度的重视,使这一科学问题成为国际环境科学与工程热点问题之一。传统的地下水修复技术是抽出-处理(Pump and Treat)技术,随后发展起来的是原位修复技术,如原位生物修复、可渗透反应墙以及原位化学反应技术等。理想的环境污染修复技术应是造价低廉,修复效果较好,不破坏生态环境。可渗透反应墙(Permeable Reactive Barrier, PRB)技术就是这样一种实用的现场修复技术,PRB 目前正在逐步取代运行成本高昂的抽出处理技术,成为地下水修复技术的发展方向<sup>[1]</sup>。

### 1 PRB 的技术关键

PRB 是一种原位被动修复技术,一般安装在地下水含水层中,垂直于地下水流方向。当地下水流在自身水力梯度作用下通过 PRB 时,污染物与墙体材料发生化学反应而被去除,从而达到环境修复的目的。PRB 一旦安装完毕,除某些情况下需要更换墙体反应材料外,几乎不需要其他运行和维护费用。

#### 1.1 PRB 的结构

PRB 的结构设计有两个关键问题,① PRB 嵌进隔水层或弱透水层中,以防止地下水通过工程墙底部运移,能完全捕获地下水的污染带;② 能确保地下水在反应材料中有足够的水力停留时间。

PRB 有两种基本结构<sup>[2]</sup>:① 隔水漏斗导水门式结构。此种结构适用于埋藏浅的大型地下水污染羽状体,地下水通过比较小的渗透反应门,优点是反应介质的装填量减少,缺点是干扰了天然地下水的流场;② 连续墙式的结构。用于地下水污染的羽状体较小时,墙体垂直于污染羽状体的迁移途径,横切整个羽状体的宽度和深度,优点是对天然地下水流场干扰小,易于设计。无论上述那一种类型,关键是要找到合适的去污物质,因为去污物质必须做到去污达标、不产生次生污染、处理成本低廉,否则不可能大量推广和投入商业运作。

#### 1.2 PRB 的设计和施工

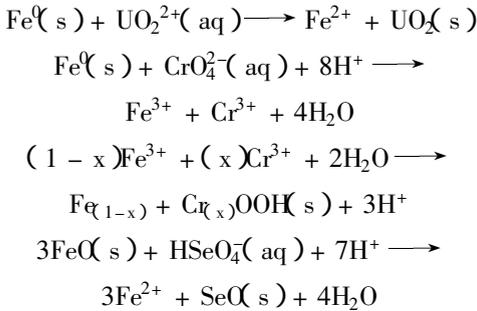
PRB 修复效果受到多种因素的影响,如污染物类型、地下水流速及其他水文地质条件等。设计施

工应考虑以下几个方面<sup>[3]</sup>:①PRB的渗透系数应该大于含水层的渗透系数,保证墙体的安装不会影响现场的水文条件;②根据污染物类型,选择适合的墙体材料和墙体厚度,保证修复效果;③安装量测设施,对墙体发生的物理、化学反应情况进行监控;④能够保持墙体的长期安全运行和不对当地生态环境造成不良影响。

## 2 PRB的修复机理

### 2.1 去除无机离子

含高价重金属的无机离子,是地下水中的重要污染物之一,其在工业废物、尾矿和核废料污染的地下水中浓度很高。金属铁与无机离子发生氧化还原反应,将重金属以不溶性化合物或单质的形式从水溶液中析出<sup>[4-8]</sup>。金属铁和无机离子之间的化学反应过程为



室内试验表明,金属铁与无机离子的化学反应可以很快完成。目前实验报道的可以被金属铁去除的重金属污染物有铬、镍、铅、铀、镉、锰、铜、钴、锌等。

金属铁对地下水中一些其他的无机阴离子,如硫酸根、硝酸根、磷酸根等也可以通过生物降解反应有效清除。如在有机碳存在的条件下,厌氧微生物可以将硝酸根还原为氮气

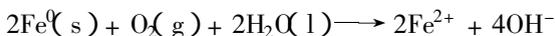


研究表明,PRB能够将污水处理厂排出的硝氮质量浓度为90 mg/L的中水,迅速降解到饮用水标准(10 mg/L)以下<sup>[9]</sup>。

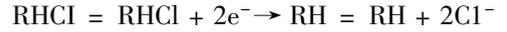
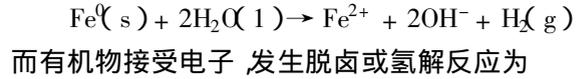
### 2.2 脱卤反应去除卤代有机物

虽然一个世纪以前已经发现了金属铁对卤代有机物的降解反应,但19世纪70年代以后,这个原理才被应用于环境污染治理工程<sup>[10-13]</sup>,19世纪90年代初被用于地下反应墙墙体材料<sup>[14]</sup>,并取得了极大的成功。在过去的若干年,大量的试验研究集中在金属铁对氯代有机物如三氯乙烯(TCE)和四氯乙烯(PCE)的降解作用。在脱卤降解反应中,金属铁提供电子,发生氧化反应,而有机污染物为电子受体。

在富氧条件下金属铁表面发生反应:



$4\text{Fe}^{2+} + 4\text{H}^+ + \text{O}_2(g) \longrightarrow 4\text{Fe}^{3+} + 2\text{H}_2\text{O}(l)$   
在厌氧条件下发生反应:



$\text{RHCl} = \text{RHCl} + 2e^- + \text{H}^+ \longrightarrow \text{RH}_2 = \text{RHCl} + \text{Cl}^-$   
此反应为伪一阶的,污染物的浓度变化为

$$dc/dt = -kAc \quad (1)$$

式中: $c$ 为染料质量浓度,mg·L<sup>-1</sup>; $t$ 为时间,min; $k$ 为准一级反应速率常数,m<sup>-2</sup>·s<sup>-1</sup>; $A$ 为铁粉表面积,m<sup>2</sup>。

前零价铁动力学的研究均作准一级反应处理,但实际上由于反应过程中零价铁表面钝化失活,活性表面随反应时间延长而衰减,目前建立动力学模型时,对这一因素的影响尚未作考虑<sup>[15]</sup>。笔者认为,零价铁还原脱氯时,反应刚开始遵从准一级动力学,随后逐渐偏离准一级动力学<sup>[16-17]</sup>。零价铁还原是一个表面反应过程<sup>[18]</sup>,反应速率不仅与污染物浓度有关,还与零价铁活性表面有关<sup>[19]</sup>。当铁粉表面积 $A$ 视为不变时,还原动力学对污染物而言为准一级反应。零价铁反应与准一级反应动力学存在一定的差异,这种偏差是由于反应产物造成零价铁表面钝化失活,使之随反应时间延长而衰减。假定零价铁活性表面随时间呈指数衰减<sup>[15]</sup>。

$$A(t) = A_0 \exp(-k_d t) \quad (2)$$

将式(1)中的 $A$ 用式(2)中的 $A(t)$ 代替,可得

$$-dc/dt = kA_0 \exp(-k_d t) c$$

积分得

$$\ln c/c_0 = kA_0/k_d [1 - \exp(-k_d t)]$$

当反应体积一定时, $A_0$ 与铁粉投加量 $\rho(\text{Fe}^0)$ 成正比,令

$$A_0 = k'\rho(\text{Fe}^0)$$

$$K = kA_0 = kk'\rho(\text{Fe}^0)$$

则式(4)可改写为

$$\ln c/c_0 = K/k_d [1 - \exp(-k_d t)]$$

式中: $A_0$ , $A(t)$ 分别为初始时刻、 $t$ 时刻的铁粉表面积,m<sup>2</sup>; $c_0$ 为染料初始质量浓度,mg·L<sup>-1</sup>; $\rho(\text{Fe}^0)$ 为铁粉投加量,g·L<sup>-1</sup>; $K$ 为反应动力学常数,s<sup>-1</sup>; $k_d$ 为铁粉表面积衰减系数,s<sup>-1</sup>; $k'$ 为比例系数。

$K$ 和 $k_d$ 可根据 $\ln(c/c_0) \sim t$ 的数据由非线性拟合确定,求解程序用Matlab编制。

## 3 PRB的研究进展与应用实例

### 3.1 PRB的最新进展

鉴于地下水污染的严重性,国外学者广泛开展地下水污染控制及PRB原位修复技术研究。近10

多年来地下水污染的原位修复技术有了很大的进展,目前,关于地下水污染控制及 PRB 原位恢复技术可以分为<sup>[20]</sup> ①化学沉淀反应格栅<sup>[21]</sup>,介质为沉淀剂(如羟基磷酸盐、 $\text{CaCO}_3$ 等),可使水中的微量金属产生沉淀。②吸附反应格栅<sup>[21]</sup>,介质为吸附剂,如沸石、颗粒活性炭、铁的氢氧化物、黏土矿物等。③生物降解反应格栅,介质主要有两种,一种是含释氧化合物(如  $\text{MgO}_2$ 、 $\text{CaO}_2$ 等固态过氧化物)的混凝土颗粒,向水中释氧作为电子受体,使有机污染物产生好氧降解。另一种是含  $\text{NO}_3^-$  的混凝土颗粒,向水中释放  $\text{NO}_3^-$  作为电子受体,使有机物在反硝化条件下产生厌氧降解。④氧化还原反应格栅,介质为还原剂,主要集中于零价铁、 $\text{Fe(II)}$ 矿物及双金属。目前,对于前两种的研究较少,大部分集中于后两种的研究。

### 3.2 应用实例

了解和学习国际先进技术,对我国的环境污染治理有极其重要的意义。迄今为止,世界各地已经建造安装了几百座可渗透反应墙,并取得了很好的效果。由于目前 PRB 技术在国内应用情况尚属空白,笔者仅对 PRB 技术在国内外的应用情况作以简要介绍。

#### 3.2.1 PRB 去除有机物

地下水受石油烃类有机物污染以其污染普遍而受到各国环境学者和水文地质学者的关注。利用 PRB 技术对石油烃污染地下水进行修复,取得了显著的效果。研究发现,铁粉或铁粒可以对石油烃进行还原,且铁氧化后形成的氧化铁能吸附石油烃。因此,目前国外正兴起一股“铁”研究热。反应结果使地下水的 pH 值升高,在厌氧环境中引起  $\text{Fe(OH)}_2$  和  $\text{FeCO}_3$  沉淀,在富氧环境中,会形成  $\text{Fe(OH)}_3$  和  $\text{FeCO}_3$  沉淀。生成沉淀对于降低 Fe 的次生污染十分有益。但是由于沉淀和吸附作用,可能在金属表面形成一层反应保护膜,阻碍反应的进一步进行。这一点已经引起研究人员的注意,并对此进行了改进<sup>[22]</sup>。

1997 年 12 月,在澳大利亚东南部一个企业发生了石油溶剂油的泄漏事件,约 3000 L 石油溶剂油渗漏到企业附近的土壤中。被污染的地下水是采用隔水漏斗-导水门式渗透反应结构来处理的,主要的污染物是溶解甲苯、乙苯、二甲苯和  $\text{C}_6$ — $\text{C}_{36}$  的烷烃。经过 10 个月的处理操作后,发现隔水漏斗-导水门式渗透反应结构处理溶解相石油烃是非常有效的。对单环芳烃,其处理效率为 63%~96%。 $\text{C}_6$ — $\text{C}_9$ ,  $\text{C}_{10}$ — $\text{C}_{14}$ ,  $\text{C}_{15}$ — $\text{C}_{28}$  烃类的平均去除效率分别是 69.2%、77.6%、79.5%。而最低的去效率是  $\text{C}_{29}$ — $\text{C}_{36}$  烃的平均去除效率,也达到了 54%<sup>[23]</sup>。

#### 3.2.2 PRB 去除重金属

重金属是地下水重要的污染物之一,对人体危

害较大。在过去十几年中,地下水中重金属的去除是研究的热点,以金属铁为反应介质的 PRB 已经广泛应用于去除地下水中的重金属<sup>[24]</sup>。在加拿大一个工业地点,由于存储硫化物精矿,导致了地下水广泛的重金属污染。在污染羽状体流向上安装了小规模灰泥硫酸盐还原 PRB,使用硫酸盐还原细菌,以促进以可溶性金属硫化物形式存在的重金属沉淀出来。运行 21 个月,后,Cu、Cd、Co、Ni、Zn 的质量浓度分别从 3630  $\mu\text{g/L}$ 、15.3  $\mu\text{g/L}$ 、5.3  $\mu\text{g/L}$ 、131  $\mu\text{g/L}$  和 2410  $\mu\text{g/L}$  降到 10.5  $\mu\text{g/L}$ 、0.2  $\mu\text{g/L}$ 、1.1  $\mu\text{g/L}$ 、33.0  $\mu\text{g/L}$  和 136  $\mu\text{g/L}$ <sup>[25]</sup>。Schipper 等<sup>[26]</sup>用含有 30%(V/V)的锯屑组成的 PRB 去除  $\text{NO}_3^-$ -N,浓度由入流的 5~16  $\text{mg/L}$  降到出流的 2  $\text{mg/L}$  以下。Benner 等<sup>[27]</sup>用 PRB 处理矿山酸性排水,在安装 1 a 后,在硫酸盐还原菌的作用下,  $\text{SO}_4^{2-}$  的质量浓度从 2400~3800  $\text{mg/L}$  降到 1100~1900  $\text{mg/L}$ 。

#### 3.2.3 PRB 去除共存的重金属和有机物

地下水中的污染物往往比较复杂,PRB 可以去去除共存的重金属和有机物。如美国北卡罗来纳州伊丽莎白城东南 5 km 处受到铬(VI)和 TCE 的严重污染,现场土层的铬(VI)质量比达到 14500  $\text{mg/kg}$ 。1996 年 6 月,仅用 6 h 安装完成了一个长 46 m,深 7.3 m,厚度为 0.6 m 的连续地下渗滤墙。该可渗透反应墙采用 450 t 铁屑作为墙体材料,成功修复了被污染地下水。地下水通过可渗透反应墙后,铬质量浓度由上游的 10  $\text{mg/L}$  降为 0.01  $\text{mg/L}$ ,TCE 质量浓度由 6  $\text{mg/L}$  降为 0.005  $\text{mg/L}$ ,低于规定的最大浓度水平。该系统到现在 9 年多的时间内运行状况良好<sup>[20]</sup>。该可渗透反应墙建造成本为 50 万美元,与抽水处理系统相当,但几乎不需要运行费用。据估算,运行 20 年,能比采用抽水处理系统节省 400 万美元的维护和运行成本。

## 4 技术优势及存在问题

PRB 这一技术之所以成为当前国际上污染土壤及地下水修复的重要方法和研究的热点,主要是因为它拥有其他技术无法比拟的独特优势<sup>[28-29]</sup>。当污染物沿地下水水流方向进入可渗透反应墙处理系统,在具有较低渗透性的化学活性物质的作用下,发生沉淀反应、吸附反应、催化还原反应或催化氧化反应,使污染物转化为低活性的物质或降解为无毒的成分。因此,与传统的地下水处理技术相比较,该技术是一无需外加动力的被动系统。特别是,该处理系统的运转在地下进行,不占地面空间,比原来的泵取地下水的处理技术要经济、便捷。由于其在原地直接处理,无需储存、运输及清理工作,可以节

省开支。实践表明<sup>[19]</sup>,采用该技术的运转费用相当低廉,是一项值得研究和推广的用于土壤及地下水污染修复的创新技术。

然而,PRB技术也存在一定的局限性。首先,PRB技术不可能保证把污染物完全按处理的需要予以拦截和捕捉。其次,随着有毒金属、盐和生物活性物质在可渗透反应墙中的不断淀积和积累,该被动处理系统会逐渐失去其活性,所以需要定期地更换填入的化学活性物质。当然,这些定期被更换的化学活性物质,有必要作为有害废弃物加以处置,或采用一定的方式予以封存。如果该处理装置是用来解决金属的污染问题,那么就难以确定该活性物质在多大的时间范围内对有毒金属的固定作用仍然有效,也很难弄清哪些环境条件可能发生改变,导致这些被固定的有毒金属重新活化。而且,如果零价铁等化学活性物质的浓度过高,就有可能溢出处理系统而成为一种污染物,带来新的环境污染问题。目前研究对地下水复杂行为了解的不够,研究对象单一,对多组分、多相有机物共同作用的污染研究较少。运用PRB进行修复的实地过程中常常因为对地质条件和反应单元中的污染物的地球化学作用的研究不够,导致实验室试验与现场应用结果不一致。

## 5 结 语

PRB技术作为污染地下水的原位修复技术,其主要优点是不需泵抽和地面处理系统,且反应介质消耗很慢,有几年甚至几十年的处理能力,除了需长期监测外,几乎不需运行费用,能够长期有效运作,不影响生态环境,所以PRB是一种很有前途的污染治理技术。我国在这项技术上的研究处于起步阶段,作为发展中国家,在经济实力并不富裕的情况下,进行地下水的污染治理,PRB技术是可行的方法。

## 参考文献:

[1] RICHARD T W, ROBERT W P, GUY W S. Long-term performance of permeable reactive barriers using zero-valent iron: geochemical and microbiological effects [J]. *Ground Water*, 2003, 41(4): 493-503.

[2] SHOEMAKER S H, GREINER J F, GILLHAM R W, et al. Permeable reactive barriers [C]//RUMER R R, MITCHELL J K. Assessment of Barrier Containment Technologies. Baltimore Maryland: International Containment Technology Workshop, 1995: 301-353.

[3] BLOWES D W, PTACEK C J. Geotechnical remediation of groundwater by permeable reactive walls: removal of chromate by reaction with iron-bearing solids [C]//Proc. of Subsurface Restoration Conference. Dallas, Texas: US Environmental Protection Agency, 1992.

[4] BOSTICK W D, SHOEMAKER J L, OSBORNE P E, et al. Removal of agricultural nitrate from till-drainage water using in-line bioreactor [J]. *Journal of Contaminant Hydrology*, 1994, 3(15): 207-211.

[5] POWELL R M, PULS R W, HIGHTOWER S K, et al. Coupled iron corrosion and chromate reduction: Mechanisms for subsurface remediation [J]. *Environ Sci Tech*, 1995, 29(8): 1913-1922.

[6] LIANG L, GU B, YIN X. Removal of technetium-99 from contaminated groundwater with sorbents and reductive materials [M]. *Separations Technology 6 USA*: Department of Energy, 1996: 111-112.

[7] POWELL R M, PULS R W. Permeable reactive barriers for interception and remediation of chlorinated hydrocarbon and chromium(VI) plumes in groundwater [R]. USA: Environment Protection Agency, 1997.

[8] MCRAE C W, BLOWES D W, PTACEK C. Laboratory-scale investigation of remediation of As and Se using iron oxides [C]//Sixth Symposium and Exhibition on Groundwater and Soil Remediation Montreal, Canada: Groundwater and Soil Remediation Agency, 1997.

[9] ROBERTSON W D, CHERRY J A. In situ denitification of septic system nitrate using reactive porous media barriers: Field trial [J]. *Ground Water*, 1995, 33(1): 99-111.

[10] SWEENEY K H, FISCHER J R. Reductive degradation of halogenated pesticides [P]. US Patent No. 3-640-281. 1972.

[11] SENZAKI T, KUMAGAI Y. Removal of chlorinated organic compounds from wastewater by reduction process [J]. *Kogyo Yosui*, 1988, 357: 2-7.

[12] BOWERS A R, ORTIZ C A, CARDOZO R J. Iron process for treatment of Cr(VI) wastewater [J]. *Metal Finishing*, 1986, 84: 37.

[13] WESTERHOFF P. Reduction of Nitrate, Bromate, and Chlorate by Zero Valent Iron (Fe<sup>0</sup>) [J]. *Journal of Environ Eng*, 2003, 129(1): 10-16.

[14] GILLHAM R W, O'HANNESIN S F. Metal catalysed abiotic degradation of halogenated organic compounds [C]//IHA Conference, Modern Trends in Hydrogeology. Hamilton, Ontario: Hydrogeology Agency, 1992.

[15] VENKATAPATHY R, BESSINGPAS D G, CANONICA S, et al. Kinetics models for trichloroethylene transformation by zero-valent iron [J]. *Applied Catalysis B: Environmental*, 2002, 37(2): 139-159.

[16] GILLHAM R W, O'HANNESIN S F. Enhanced degradation of halogenated aliphatics by zero-valent iron [J]. *Ground Water*, 1994, 32(6): 958-967.

[17] FARRELL J, KASON M, MELITAS N, et al. Investigation of the long-term performance of zero-valent iron for reductive dechlorination of trichloroethylene [J]. *Environ Sci Tech*, 2000, 34(3): 514-521.

[18] CAO J, WEI J, HUANG Q, et al. Reducing degradation of azo dye by zero-valent iron in aqueous solution [J].

[ 19 ] PONDER S M ,DARAB J G ,MALLOUK T E. Remediation of Cr( VI ) and Pb( II ) aqueous solutions using supported ,nanoseale zero-valent iron[ J]. Environ Sci Tech ,2000 ,34 ( 12 ) 2564 -2569.

[ 20 ] US EPA. Long term performance of permeable reactive barriers using zero-valent iron : an evaluation at two sites [ R ]. EPA/600/S-02/001 ,2002.

[ 21 ] 刘菲 ,钟佐. 地下水中氯代烃的格栅水处理技术[ J ]. 地学前缘 ,2001 ,8( 2 ) 309-314.

[ 22 ] BAKER M J ,BLOWES D W ,PTACEK C J. Laboratory development of permeable reactive mixtures for the removal of phosphorous from onsite wastewater disposal system[ J ]. Environ Sci Tech ,1998 ,32 2308-2316.

[ 23 ] GUERIN T F , H ORUER S , M CGOVEM T , et al. An application of permeable reactive barrier technology to petroleum hydrocarbon contaminated groundwater[ J ]. Water Research ,2002 , 36 :15-24.

[ 24 ] DAVID W B ,CAROL J P ,SHAWN G B ,et al. Treatment of

inorganic contaminants using permeable reactive barriers[ J ]. J of Contaminant Hydrology ,2000 ,45 :123-137.

[ 25 ] RALPH D L ,RICK G M ,DAVID W B , et al. A permeable reactive barriers for treatment of heavy metals[ J ]. Ground Water ,2002 ,40( 1 ) 59-66.

[ 26 ] SCHIPPERL , Vojvodic-Vukovic M. Nitrate removal from groundwater using adenitrification wall amended with sawdust : field trial[ J ]. J Environ Qual ,1998 ,27 664-668.

[ 27 ] BENNER S G ,HERBERTR B J ,BLOWES D W ,et al. Geochemistry and microbiology of a permeable reactive barrier for acid mine drainage[ J ]. Environ Sci Tech ,1999 ,33 :2793 -2799.

[ 28 ] CANTRELL K J ,KAPLAN D I. Retention of zero ,valent iron colloids by sand columns : application to chemical barrier formation[ J ]. J Environ Eng ,1997 ,123( 5 ) 499-505.

[ 29 ] CANTRELL K J ,KAPLAN D I ,GILMORE T J. Injection of colloidal Fe<sup>0</sup> particles in sand with shear thinning fluid[ J ]. J Environ Eng ,1997 ,123( 8 ) 786-791.

( 收稿日期 2005-06-03 编辑 舒 建 )

( 上接第 75 页 )

[ 23 ] 朱广一 ,冯煜荣 ,詹根祥 ,等. 人工曝气复氧整治污染河流[ J ]. 城市环境与城市生态 ,2004 ,17( 3 ) 30-32.

[ 24 ] 丁延国 ,张建 ,张旭. 污水射流曝气工艺技术在聚驱中的应用[ J ]. 大庆石油地质与开发 ,2003 ,20( 1 ) 50-51.

[ 25 ] 王亮 ,乔寿锁. 射流曝气技术及装置在污水处理领域的发展现状[ J ]. 中国环保产业 ,2005( 2 ) 28-29.

[ 26 ] 李根生 ,沈晓明 ,施立德 ,等. 空化和空蚀机理及其影响因素[ J ]. 石油大学学报 :自然科学版 ,1997 ,21( 1 ) :97-102.

[ 27 ] 廖振方 ,陈德淑 ,邓晓刚 ,等. 利用空化射流清洗湖泊[ J ]. 清洗世界 ,2004 ,20( 4 ) :1-6.

[ 28 ] 马凤山 ,蔡祖煌. 论海水入侵综合防治应用技术[ J ]. 中国地质灾害与防治学报 ,2000 ,11( 3 ) 74-78.

[ 29 ] 槐文信 ,童汉毅 ,邹东明. 关于气泡羽流积分模型中的两个问题[ J ]. 武汉水利电力大学学报 ,2000 ,33( 6 ) :1-4.

[ 30 ] 王双峰 ,李炜 ,槐文信. 均匀环境中气泡羽流的数值模拟[ J ]. 武汉水利电力大学学报 ,1999 ,33( 3 ) :1-8.

[ 31 ] 王双峰 ,槐文信 ,李炜. 静止均匀环境中气泡射流特性的研究[ J ]. 水科学进展 ,2000 ,11( 1 ) 25-37.

[ 32 ] 王双峰 ,李炜 ,槐文信. 气泡羽流的双流体两方程湍流模型[ J ]. 武汉水利电力大学学报 ,1999 ,33( 2 ) :1-7.

[ 33 ] 马霞 ,李建中 ,魏文礼 ,等. 气泡羽流的数值模拟[ J ]. 西安理工大学学报 ,2001 ,17( 1 ) 86-89.

( 收稿日期 2005-10-10 编辑 徐 娟 )

## 欢迎订阅 2007 年《水资源保护》 全国中文核心期刊 中国科技核心期刊

《水资源保护》是河海大学和环境水利研究会主办的科学技术期刊。本刊 1985 年创刊 ,统一刊号 :CN32 - 1356/TV 现为全国中文核心期刊、中国科技核心期刊和江苏省一级期刊 ,国内外公开发行。

《水资源保护》主要刊登与水资源保护有关的基础研究 ,应用技术 ,工程措施 ,综合述评 ,专题讲座 ,国外动态 ,书刊评介 ,科技简讯 ,水资源管理、评价、监测、优化配置 ,节水技术 ,水环境污染控制等方面的文章。近年来 ,本刊重点关注与水有关的生态环境领域中的研究方向 ,新增设相关的基础研究、防治技术、城市水环境治理等内容。

主要读者对象 :全国从事与水资源保护工作有关的工程技术人员、科研人员、管理干部以及大专院校的师生。

《水资源保护》邮发代号 28 - 298 ,双月刊 ,8 元/期 ,全年 48 元 ,每逢单月 30 日出版。欲订购者 ,请向当地邮局订购。若无法从邮局订阅 ,亦可与编辑部联系索取征订单。

地址 210098 南京市西康路 1 号 河海大学《水资源保护》编辑部  
电话 ( 025 ) 83786642 传真 ( 025 ) 83786642  
电子信箱 bh@hhu.edu.cn