

钻井泥浆路基材料重金属溶出特性及风险评估

宋春燕¹, 赵金刚², 武桂芝^{3a,*}, 李利霞⁴, 张楠¹, 李媛¹, 王鹏刚^{3b}

(1. 胜利油田分公司技术检测中心, 东营 257000; 2. 中石化(山东)检测评价研究有限公司, 东营 257000;
3. 青岛理工大学 a. 环境与市政工程学院; b. 土木工程学院, 青岛 266525; 4. 青岛市市政工程设计研究院有限责任公司, 青岛 266100)

摘要:为解决钻井泥浆资源化问题,基于“以废治废”的理念,以普通硅酸盐水泥、粉煤灰等原料作为固化剂对水基钻井泥浆进行固化处理,制备成路基材料。研究了钻井泥浆路基材料不同液固比下重金属的溶出特性,并对路基材料应用的环境安全性进行风险评估。结果表明:经固化处理后,钻井泥浆中 As 和 Pb 的浸出量降低,而 Hg 的浸出量升高;钻井泥浆路基材料中 4 种重金属累积浸出量均随液固比的增大而增加;风险评估计算得到的 Cr(VI)、As 和 Hg 经口摄入、皮肤接触、呼吸吸入 3 种暴露途径的累积致癌风险和累积危害商,均处于环境风险可接受水平;路基材料中 Pb 的有效浸出量为 0.022 mg/kg,远小于经 ALM(成人血铅)模型计算得到的土壤环境铅基准值 689.47 mg/kg,处于环境风险可接受水平。研究可为钻井泥浆资源化利用的环境安全性提供科学依据。

关键词:钻井泥浆;固化;路基材料;重金属;风险评估

中图分类号:X705 **文献标志码:**A **文章编号:**1673-4602(2025)01-0079-08

Leaching characteristics and risk assessment of heavy metals in roadbed material made of drilling mud

SONG Chunyan¹, ZHAO Jingang², WU Guizhi^{3a,*}, LI Lixia⁴,
ZHANG Nan¹, LI Yuan¹, WANG Penggang^{3b}

(1. Technology Inspection Center of Shengli Oilfield Branch, Dongying 257000, China;
2. Sinopec (Shandong) Testing and Evaluation Research Co., Ltd., Dongying 257000, China;
3. a. School of Environmental and Municipal Engineering; b. School of Civil Engineering,
Qingdao University of Technology, Qingdao 266525, China;
4. Qingdao Municipal Engineering Design and Research Institute, Qingdao 266100, China)

Abstract: In order to solve the problem of drilling mud resources and based on the concept of “treating waste with waste”, ordinary Portland cement, fly ash and other raw materials are used as curing agents to cure water-based drilling mud and prepare roadbed materials. The leaching characteristics of heavy metals in the roadbed material made of drilling mud under different liquid-solid ratios were studied, and the environmental safety risk assessment of the application of roadbed materials was carried out. The results showed that after curing treatment, the leaching amount of As and Pb in the drilling mud decreased, while the leaching a-

收稿日期:2023-02-08

基金项目:NSFC-区域创新发展联合基金重点支持项目(U22A20229)

作者简介:宋春燕(1979—),女,山东淄博人。高级工程师,主要从事油气田企业污染治理及资源化利用方面的研究。

E-mail:songchunyan_slyt@sinopec.com。

*通信作者:武桂芝(1974—),女,河南商丘人。博士,副教授,主要从事水土系统污染物迁移转化方面的研究。

E-mail:wuguizhi@qut.edu.cn。

amount of Hg increased; the accumulative leaching amount of four heavy metals in the roadbed material made of drilling mud all increased with the increase of the liquid-solid ratio; the cumulative carcinogenic risk and the cumulative hazard quotient obtained by evaluating and calculating Cr(VI), As and Hg through the three exposure routes of oral intake, skin contact and inhalation were all at an acceptable level of environmental risk; the effective leaching of Pb in roadbed materials was 0.022 mg/kg, which was far less than the soil environmental lead reference value of 689.47 mg/kg calculated by the ALM(adult blood lead) model and was at an acceptable level of environmental risk. The research can provide a scientific basis for the environmental safety of drilling mud resource utilization.

Key words: drilling mud; curing; roadbed material; heavy metal; risk assessment

石油、天然气在我国的能源供给和经济社会发展中占有重要地位,但是在其开采过程中会产生大量难以有效处理的钻井泥浆固废。钻井泥浆组分复杂,含有石油类、无机盐、重金属、高分子有机化合物等多种成分,如不经处理或处理不当,将会对土壤和地下水产生污染。而钻井泥浆资源化利用是处理钻井泥浆的一种经济环保方法,既符合当前生态文明建设的要求,也符合固体废弃物资源化利用的发展方向。将钻井泥浆进行固化处理,制备成路基材料,就是一种资源化利用措施,许多学者在这方面已做了一些研究和探索^[1]。如早在2001年,大庆油田采油四厂道路建设时就以钻井泥浆和粉煤灰作原料铺筑道路,但当时并没有考虑其环境指标^[2];李相国等^[3]将废弃泥浆进行固化处理后作为路面底基材料,研究表明在技术上是可行的,同时研究了不同比例的固化剂对路基材料浸出毒性的影响;罗伟^[4]利用石灰和粉煤灰改良固化剂,研究钻井泥浆制备路基材料的基本性能,通过与传统的钻井泥浆固化工艺对比,优选出最佳配比,同时评价了路基材料基本性能和浸出液环境指标。通过对现有钻井废弃泥浆制备路基材料技术特点分析,固化剂基本都采用了石灰这类高耗能、高排放的工业产品,与国家“节能降碳”的重大战略决策不符;另外,对于钻井泥浆制备的路基材料应用过程中可能存在的环境风险评价也仅限于将材料浸出液对标《污水综合排放标准》(GB 8978—1996),没有考虑具体应用场景的适用性,尚缺少系统和深入的研究。因此,研究钻井泥浆制备的路基材料在应用中有毒物质的溶出特性、在环境介质中的迁移规律,以及对土壤、地下水或暴露人群的环境风险,是当前亟需解决的技术问题^[5-10]。

本文以基于“以废治废”的理念制备的水基钻井废弃泥浆路基材料为研究对象,研究了不同液固比下钻井泥浆路基材料中的重金属溶出特性,并对路基材料在使用过程中的环境风险进行评估,以为钻井泥浆的资源化利用提供参考。

1 材料与方法

1.1 拟应用区域概况

路基材料拟应用区域为东营市某油田井场道路路基铺设。东营市位于华东地区,山东东北部、黄河入海口的三角洲地带,东、北临渤海,西与滨州市毗邻,南接淄博和潍坊两市,地理位置介于 $36^{\circ}55'N\sim 38^{\circ}10'N$, $118^{\circ}07'E\sim 119^{\circ}10'E$ 。东营气候属暖温带大陆性季风气候,基本特征为冬寒夏热,四季分明,多年平均气温 $12.8^{\circ}C$,年平均降水量 555.9 mm ,多集中在夏季,占全年降水量的 65% ,降水量年际变化大。

1.2 试验材料准备

钻井泥浆样品采集自胜利油田经不落地处理技术后的水基钻井泥浆,呈褐色,对5个钻井泥浆样品的重金属检测结果如表1所示。使用的固化剂中水泥为强度等级52.5的硅酸盐水泥,粉煤灰为热电厂煤燃烧后的副产物,脱硫石油焦渣为青岛炼化公司流化床锅炉燃烧后的脱硫产物。以一定比例掺入水泥、粉煤灰、脱硫石油焦渣等固化剂对钻井泥浆进行处理,选出最佳配比制备成新型路基材料,通过自然养护28 d后,力学性能测试结果满足《公路路基设计规范》(JTJGD30—2015)标准,然后制备成路基材料试块进行后续的水槽浸出试验,路基材料试块参数如表2所示。

1.3 试验方法

1.3.1 有效量浸出试验

有效量浸出试验采用欧盟标准化组织制定的 NEN7371 浸出标准,该浸出方法利用硝酸作为浸出剂,经过 2 个阶段的浸出,对浸出液进行抽滤,最后对滤液进行测定。该试验测定粒状材料中无机组分在极端环境下的有效浸出量,用来反映该材料在使用过程中重金属浸出的最大潜能。有效量浸出试验分为钻井泥浆有效量浸出试验和路基材料有效量浸出试验两部分。

1.3.2 水槽浸出试验

水槽浸出试验参考欧盟的 NEN7375 浸出标准,该浸出方法用来研究路基材料在长期应用场景下的重金属浸出行为,分为 8 个阶段连续对路基材料试块进行浸出,每个阶段都要更换浸提剂。水槽装置如图 1 所示,浸提剂浸出时间见表 3。水槽试验参数选取包括浸提剂组分和液固比。

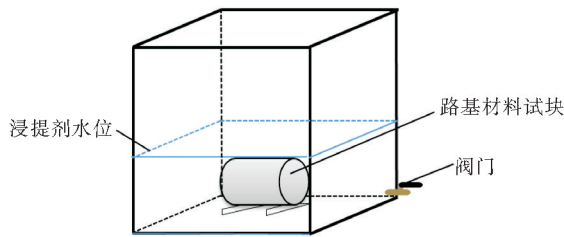


图 1 水槽试验装置示意

1) 浸提剂。水槽试验的浸提剂主成分为调整 pH 后的去离子水。设定路基应用区域的降雨为酸雨,杜肖肖等^[11]通过对 2014—2019 年的空气质量指数和 2006—2019 年酸雨降雨量、pH 进行相关性分析,得出东营市属于轻酸雨区,pH 年度平均值为 4.87~5.79。在 pH 的相关性上,氮氧化物比硫化物对酸雨 pH 的影响更大,因此选取浓硫酸与浓硝酸的质量比为 1:2 作为浸提剂的 pH 调节组分,调整浸提剂 pH 为 4.8±0.05^[12]。

2) 液固比。选用 3 种具有不同渗透性的路面类型对路基材料进行浸出试验设计,以模拟路基材料的实际应用情况。东营市年平均降雨量为 555.9 mm,路基厚度为 30 cm,路面类型分别选取沥青路面、混凝土路面和粒料路面。根据《公路排水设计规范》(JTG/T D33—2012),3 种路面的径流系数分别为 0.95、0.90 和 0.60,取沥青路面路基和混凝土路面路基使用寿命为 15 a,粒料路面路基使用寿命为 10 a。经计算和调整后的液固比 L/S 分别为 4、8、12。液固比计算参考式(1),水槽试验的具体参数见表 4,浸提剂水位没过试块表面。

$$L/S = \frac{P \times \rho_{雨} \times T_{浸}}{H_{基} \times \rho_{基}} \quad (1)$$

式中:L 为液体质量,kg;S 为固体质量,kg;P 为降雨量,mm/a; $\rho_{雨}$ 为雨水密度,kg/m³;T_浸 为模拟应用场景的浸出时间,a,取 10~15 a;H_基 为路基垂向厚度,mm; $\rho_{基}$ 为路基材料的平均密度,kg/m³。

表 1 钻井泥浆样品重金属含量 mg/kg

样品编号	Cr(VI)	Pb	As	Hg
1 号	ND	28	11.30	0.100
2 号	ND	21	6.82	0.066
3 号	ND	23	5.23	0.053
4 号	ND	16	9.83	0.138
5 号	ND	24	9.52	0.128
标准偏差	—	4.39	2.46	0.037

注:ND 为未检出。

表 2 路基材料试块参数

试块编号	性状	尺寸/cm	质量/g
1	灰色圆柱体	D=6.6,H=14.0	761.60
2	灰色圆柱体	D=6.6,H=14.0	766.60
3	灰色圆柱体	D=6.6,H=10.0	578.05

注:D 为试块直径;H 为试块长度。

表 3 浸提剂浸出时间

阶段	累计浸出时间/d	浸出时间/h
1	0.25	6
2	1	18
3	2.25	30
4	4	42
5	9	120
6	16	168
7	36	480
8	64	672

表 4 水槽试验参数

试块编号	水槽尺寸/cm	液固比	浸提剂体积/L
1	20×20×20	12	6.9
2	20×20×20	8	6.1
3	20×20×20	4	3.1

路基材料浸出液 Cr(VI) 的测定方法参考《固体废物 六价铬的测定 二苯碳酰二肼分光光度法》(GB/T 15555.4—1995), Hg 的测定方法参考《水质 汞、砷、硒、铋和锑的测定 原子荧光法》(HJ 694—2014), Pb 和 As 的测定方法参考《水质 65 种元素的测定 电感耦合等离子体质谱法》(HJ 700—2014)。

1.4 风险评估方法

对重金属 Cr(VI)、As 和 Hg 的风险评估主要参考《建设用地土壤污染风险评估技术导则》(HJ 25.3—2019)。考虑经口摄入、皮肤接触、呼吸吸入路基颗粒物 3 种暴露途径, 经上述 3 种暴露途径摄入路基材料的致癌和非致癌效应的暴露量为

$$E_{Rm} = \frac{S_{Ia} \times E_{Da} \times E_{Fa} \times B_{So}}{B_{Wa} \times A_{Tcn}} \times 10^{-6} \quad (2)$$

$$E_{Rs} = \frac{S_{Aa} \times S_{Ra} \times E_{Da} \times E_{Fa} \times E_V \times B_{Sdl}}{B_{Wa} \times A_{Tcn}} \times 10^{-6} \quad (3)$$

$$E_{Rb} = \frac{PM_{10} \times A_{Ia} \times E_{Da} \times P_F \times (f_{Po} \times F_{Oa} + f_{Pi} \times F_{Ia})}{B_{Wa} \times A_{Tcn}} \times 10^{-6} \quad (4)$$

式中: E_{Rm} 、 E_{Rs} 、 E_{Rb} 分别为经口摄入、皮肤接触、呼吸吸入路基材料的致癌(非致癌)效应的暴露量, $kg/(kg \cdot d)$; S_{Ia} 为成人每日摄入土壤量, mg/d ; E_{Da} 为成人暴露周期, a ; E_{Fa} 为成人暴露频率, d/a ; B_{So} 为经口摄入吸收效率因子, 无量纲; B_{Wa} 为成人平均体重, kg ; A_{Tcn} 为致癌(非致癌)效应平均时间, d ; S_{Aa} 为成人暴露皮肤表面积, cm^2 ; S_{Ra} 为成人皮肤表面土壤黏附系数, mg/cm^2 ; E_V 为每日皮肤接触事件频率, $次/d$; B_{Sdl} 为皮肤接触吸收效率因子, 无量纲; PM_{10} 为空气中可吸入颗粒物含量, mg/m^3 ; A_{Ia} 为成人每日空气呼吸量, m^3/d ; P_F 为吸入颗粒物在体内滞留比例, 无量纲; f_{Po} 为室外空气中来自土壤的颗粒物所占比例, 无量纲; F_{Oa} 为成人室外暴露频率, d/a ; f_{Pi} 为室内空气中来自土壤的颗粒物所占比例, 无量纲; F_{Ia} 为成人室内暴露频率, d/a 。

暴露参数的选取见表 5。

表 5 暴露量计算参数

参数	单位	参考值	参数	单位	参考值
S_{Ia}	mg/d	100	B_{Sdl}	无量纲	0.13
E_{Da}	a	1	PM_{10}	mg/m^3	0.119
E_{Fa}	d/a	350	A_{Ia}	m^3/d	14.5
B_{So}	无量纲	1	P_F	无量纲	0.75
B_{Wa}	kg	61.8	f_{Po}	无量纲	0.5
A_{Tcn}	d	27 740/9 125	F_{Oa}	d/a	62.5
S_{Aa}	cm^2	3 022.87	f_{Pi}	无量纲	0.8
S_{Ra}	mg/cm^2	0.2	F_{Ia}	d/a	187.5
E_V	$次/d$	1			

重金属 Cr(VI)、As 和 Hg 对人体产生的健康风险主要包括致癌效应和非致癌效应两个方面, 计算公式如下:

$$C_{Ri} = E_{Ri,c} \times C \times S_F \quad (5)$$

$$H_{Qi} = \frac{E_{Ri,n} \times C}{R_{Id} \times S_A} \quad (6)$$

式中: C_{Ri} 为重金属经单一暴露途径的致癌风险, 无量纲; $E_{Ri,c}$ 为单一污染物的致癌效应, $kg/(kg \cdot d)$; C 为表层土壤中污染物浓度, mg/kg ; S_F 为致癌斜率因子,

$kg \cdot d/mg$, Cr(VI) 经口摄入、皮肤接触、呼吸吸入途径摄入路基材料的 S_F 分别为 1.5、51.1 和 15.1 $kg \cdot d/mg$, As 经上述 3 种暴露途径的 S_F 分别为 1.5、1.5、18.3 $kg \cdot d/mg$; H_{Qi} 为重金属经单一暴露途径的危害商(非致癌风险), 无量纲; $E_{Ri,n}$ 为单一污染物的非致癌效应, $kg/(kg \cdot d)$; R_{Id} 为非致癌参考剂量, $mg/(kg \cdot d)$, Hg 经上述 3 种暴露途径摄入污染物的 R_{Id} 分别为 3×10^{-4} 、 2.1×10^{-5} 和 7.04×10^{-5} $mg/(kg \cdot d)$; S_A 为暴露于土壤的参考剂量分配系数, 无量纲。

$$C_R = \sum C_{Ri} \quad (7)$$

$$H_Q = \sum H_{Qi} \quad (8)$$

式中: C_R 为重金属经上述 3 种暴露途径的累积致癌风险, 无量纲; H_Q 为重金属经上述 3 种暴露途径的总危害指数(累积非致癌风险), 无量纲。

重金属 Pb 的环境风险评估采用美国 EPA 开发的 ALM(成人血铅)模型^[13], 该模型主要是通过计算暴露于 Pb 污染环境的孕妇血铅含量的值, 计算出土壤中 Pb 浓度的基准值。张园等^[14]通过对 ALM 中的

所有参数进行敏感性分析,得出参数 S_{Di} 、 $B_{Pb,0}$ 、 R_{fm} 和 I_{Rs} 的敏感性较大,在健康风险评估模型中对输出结果的贡献较大,对上述参数进行了本土化修改,使之在一定程度上适用于我国本土的成人血铅风险评估。ALM 模型计算公式为

$$B_{Pb} = \frac{B_{Pb,95}}{(S_{Di}^n \cdot R_{fm})} \quad (9)$$

$$B_{Pbs} = \frac{(B_{Pb} - B_{Pb,0}) \cdot A_{TS}}{K_F \cdot I_{Rs} \cdot A_{FS} \cdot E_{FS}} \quad (10)$$

式中: B_{Pb} 为暴露于铅污染场景的孕妇血铅平均含量目标值, $\mu\text{g}/\text{dL}$; B_{Pbs} 为土壤环境铅基准值, mg/kg ; $B_{Pb,95}$ 为胎儿血铅含量的 95% 概率目标值,取 $10 \mu\text{g}/\text{dL}$ ^[15]; $B_{Pb,0}$ 为无铅暴露时妇女血铅平均水平,取 $4.79 \mu\text{g}/\text{dL}$ ^[15]; S_{Di} 为育龄妇女铅含量几何标准差,无量纲,取 1.48; n 为根据设定目标血铅浓度保护人群的概率水平取值,无量纲,取 1.645^[13]。 R_{fm} 为胎儿与母亲血铅含量比例系数,无量纲,取 0.9^[15]; A_{TS} 为长期暴露平均时间,取 350 d; K_F 为血铅与每日摄入体内铅含量斜率系数,取 $0.4 \text{ d}/\text{dL}$ ^[13]; I_{Rs} 为每日土壤摄入量, g/d ,取 $0.05 \text{ g}/\text{d}$; A_{FS} 为肠胃对摄入体内铅的吸收率,无量纲,取 0.12^[15]; E_{FS} 为年平均暴露于铅污染场景的时间,取 220 d ^[15]。

2 结果与讨论

2.1 钻井泥浆路基材料中重金属有效浸出量

由图 2 可知,有效量浸出试验条件下,路基材料中重金属 Cr(VI)、Hg、As 和 Pb 均被检出,而钻井泥浆中除 Cr(VI)外其余重金属均被检出,说明路基材料中 Cr(VI)主要来源于固化剂材料。钻井泥浆中 As 和 Pb 的有效浸出量分别为 0.854、2.24 mg/kg ,高于路基材料中 As 和 Pb 的有效浸出量,说明通过固化处理,降低了钻井泥浆中重金属 As 和 Pb 的含量。钻井泥浆中 Pb 的有效浸出量大于 As 的有效浸出量,而路基材料则相反,说明重金属 Pb 的固化效果更好。而经固化处理后,路基材料中 Hg 的有效浸出量高于钻井泥浆中 Hg 的有效浸出量,主要原因是固化剂中也含有重金属 Hg,在极端条件下,路基材料中的钻井泥浆成分和固化剂成分中的 Hg 都被释放出来,导致路基材料中 Hg 含量升高。

2.2 钻井泥浆路基材料中重金属浸出规律

2.2.1 水槽浸出试验前后 pH 变化

由图 3 可知,经过 8 个阶段的连续水槽浸出试验后,浸提剂的 pH 由 4.8 左右逐渐上升,且随着浸出时间的增加,pH 上升幅度增大,经过 64 d 的浸出后,水槽中浸提剂 pH 最大可升至 8.7。3 组液固比下,浸出后的 pH 大小情况为试块 3 > 试块 2 > 试块 1。主要是因为钻井泥浆本身呈中性或弱碱性,而固化剂材料呈碱性,在经过长时间的酸性浸提剂的浸泡后,固化体中碱性组分析出,导致浸提剂 pH 升高。液固比 $L/S=4$ 时浸提剂量较少,路基试块中溶出的碱性组分对浸提剂 pH 影响较大,所以液固比 $L/S=4$ 时 pH 最大。

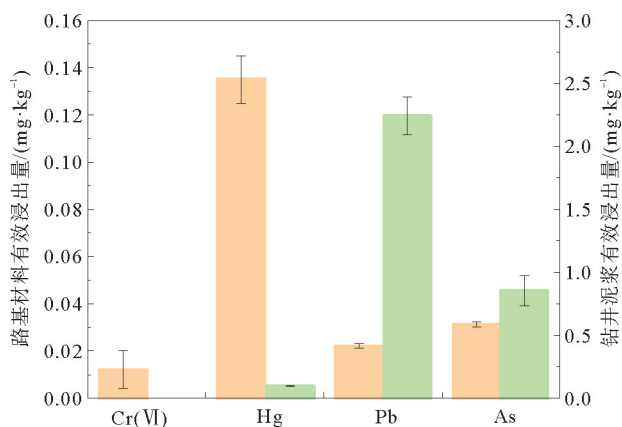


图 2 重金属有效浸出量
■ 路基地材料; ■ 钻井泥浆

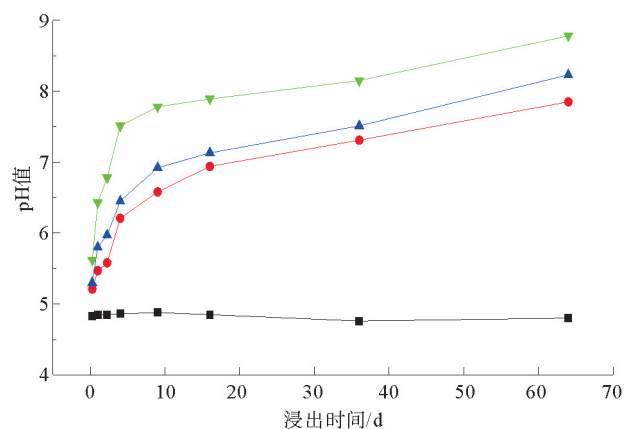


图 3 浸出试验

—■— 初始pH值; —▼— $L/S=4$; —▲— $L/S=8$; —●— $L/S=12$

2.2.2 重金属累积浸出量

各浸出阶段 i 得到的污染组分的浸出量 E_i^* :

$$E_i^* = \frac{V \times C_i}{f \times A} \quad (11)$$

式中: E_i^* 为第 i 个浸出阶段污染组分浸出量, mg/m^2 ; V 为浸提液的体积, L ; C_i 为第 i 个浸出阶段污染组分的浓度, $\mu\text{g}/\text{L}$; f 为转换因子, $1000 \mu\text{g}/\text{mg}$; A 为路基材料试块的表面积, m^2 。

污染组分的累积浸出量 U_n 计算:

$$U_n = \sum_{i=1}^n E_i^* \quad (12)$$

式中: U_n 为 n 个浸出阶段的污染组分累积浸出量, mg/m^2 。

3组液固比下路基材料试块在经过 64 d 的连续浸出后, 得到的重金属 Cr(VI)、Pb、As 和 Hg 的 8 个浸出阶段单位面积累积浸出量随浸出时间的变化曲线如图 4 所示。

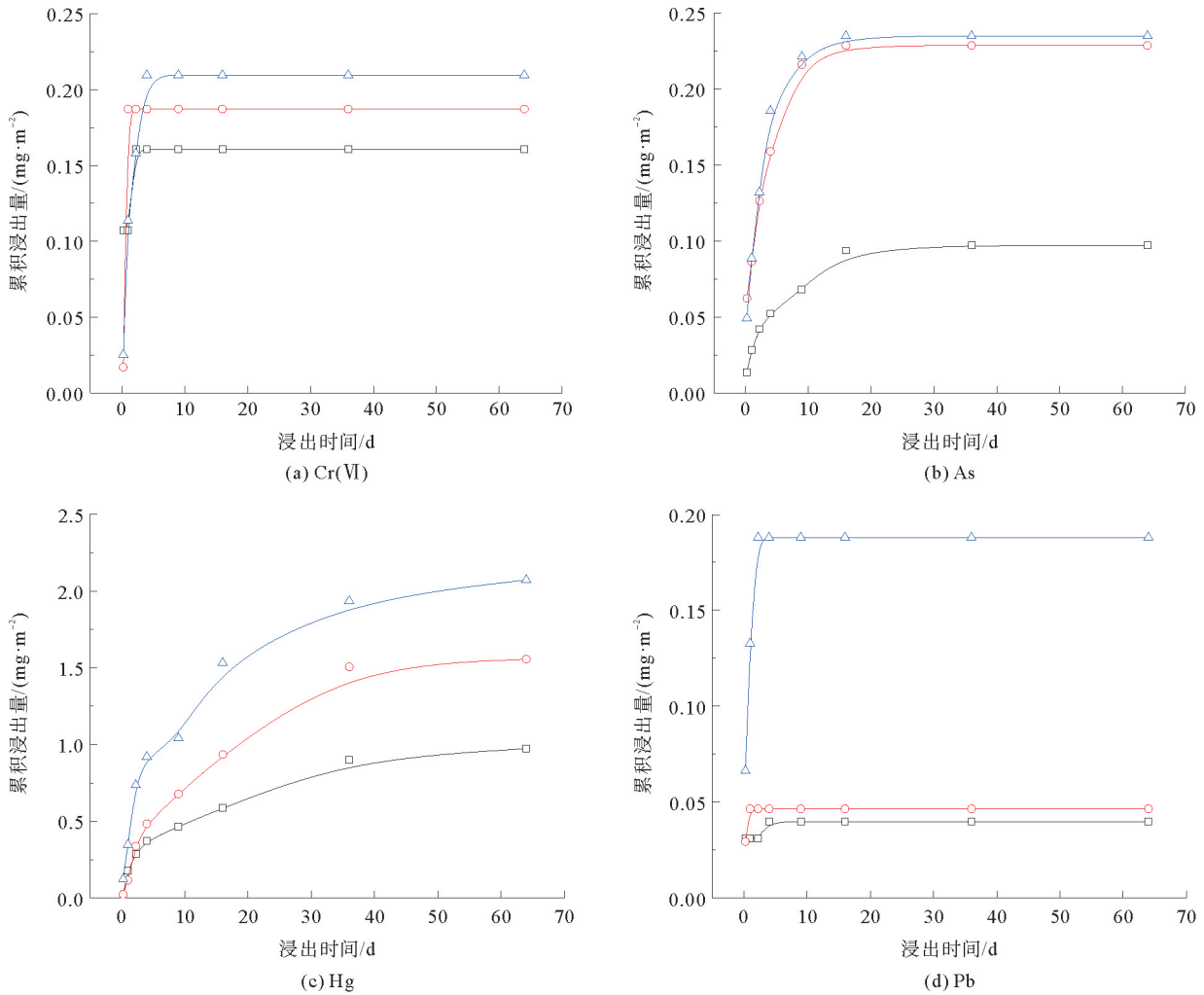


图4 重金属累积浸出量
—□— $L/S=4$; —○— $L/S=8$; —△— $L/S=12$

由图 4 可知, 不同液固比下, 路基材料中重金属 Cr(VI)、As、Pb 和 Hg 的累积浸出量均随着液固比的增大而增加, 这与李淑君^[16] 焚烧飞灰中重金属的浸出行为一致。Cr(VI) 和 Hg 的累积浸出量随液固比增大变化的趋势更明显, 而 As 在液固比 $L/S=8$ 、 $L/S=12$ 的累积浸出量和 Pb 在液固比为 $L/S=4$ 和 $L/S=8$ 时的累积浸出量随液固比的增大增加不明显。研究表明, 块状材料中污染物的浸出机制主要为传质过程和界面反应过程。块状建筑材料内重金属的整个浸出过程符合扩散控制机制, 而浓度梯度是扩

散过程的主要驱动力,浓度梯度越大,扩散通量越大^[17]。因此,随着液固比的增大,试验水槽中固相和液相中的重金属浓度梯度增大,从而导致重金属浸出量增加。Cr(VI)、As、Pb 累积浸出量曲线的变化趋势大约在 20 d 时基本趋于稳定,说明路基材料中重金属 Cr(VI)、As 和 Pb 在浸出前期基本耗竭,其浸出扩散过程表现为耗竭现象。而 Hg 的累积浸出量曲线一直呈现上升趋势,且随着浸出时间的延长,累积浸出量增加的幅度逐渐减小,符合扩散过程中的扩散控制现象。界面反应过程主要包括吸附解吸、溶解、沉淀等物理化学过程,固液相浓度的不同会影响重金属的扩散过程。研究表明,固化体基质内孔隙溶液的碱性条件有助于将重金属从溶解相转化为固相,使固化体的结构更稳定^[18]。路基材料所使用的水泥、粉煤灰等固化剂中含有的 SiO₂、CaO 和 Al₂O₃ 等组分会与水反应生成稳定的水化产物硅酸钙水合胶,硅酸钙水合胶硬化,将钻井泥浆中的有害物质凝固在固化体内。但在酸性条件下,随着固化体水化硅酸钙的溶解,固化体结构的完整性被破坏,重金属被释放出来^[19]。浸出时间越长,固化体结构越疏松,重金属浸出量也逐渐增多。因此,路基材料中重金属的浸出过程同时受到扩散控制过程和界面反应过程的影响。

2.3 钻井泥浆路基材料中重金属风险评估

经口摄入、皮肤接触、呼吸吸入 3 种暴露途径得到的路基材料暴露量的计算结果见表 6。

经口摄入、皮肤接触、呼吸吸入 3 种暴露途径计算得到的路基材料的累积致癌风险和总危害指数(累积非致癌风险)见表 7、表 8。根据《建设用土壤污染风险评估技术导则》(HJ 25.3—2019),单一污染物可接受致癌风险水平为 10^{-6} ,可接受危害商为 1。由表 7、表 8 可得,经所有暴露途径计算得到重金属 Cr(VI)和 As 的累积致癌风险 C_R 分别为 1.80×10^{-7} 和 2.68×10^{-8} ,均小于 10^{-6} ,处于可以接受水平;重金属 Hg 经所有暴露途径计算得到总危害指数(累积非致癌风险)为 8.41×10^{-3} ,小于 1,处于环境风险可接受水平。

经 ALM 模型计算得到的 $B_{Pbs} = 689.47 \text{ mg/kg}$, $B_{Pb} = 5.83 \text{ } \mu\text{g/dL}$ 。根据上述计算结果可知,采用 NEN7371 有效量浸出试验得到的路基材料 Pb 的有效量为 0.022 mg/kg ,远小于土壤环境铅基准值,处于环境风险可接受水平。因此,钻井泥浆路基材料中 4 种重金属元素的环境风险均处于可接受水平。

3 结论

- 1) 钻井泥浆中的重金属元素经固化处理后,As 和 Pb 的浸出量降低,而 Hg 的浸出量升高。
- 2) 钻井泥浆路基材料中重金属 Cr(VI)、As、Pb、Hg 的累积浸出量均随液固比的增大而增加。
- 3) 4 种重金属中,具有致癌效应的元素 Cr(VI)和 As 的致癌风险均在可接受范围,Hg 的非致癌危害商处于可接受范围,经 ALM 计算得到的 Pb 环境风险同样处于可接受水平。

参考文献(References):

- [1] 童辉,刘丹,杨顺林,等.利用油田污泥烧结制作建筑材料的研究[J].武汉理工大学学报,2004,26(3):51-53.
TONG Hui,LIU Dan,YANG Shunlin,et al. Study on building materials using oily sludge by sintered method[J]. Journal of Wuhan University of Technology,2004,26(3):51-53.
- [2] 王寿光,武晓峰,肖合,等.油田钻井废泥浆工业化再利用技术研究[J].油气田地面工程,2002,12(4):69-70.
WANG Shouguang,WU Xiaofeng,XIAO He,et al. Study on industrial reuse technology of oilfield drilling waste mud[J]. Oil-Gas Field Surface Engineering,2002,12(4):69-70.

表 6 路基材料暴露量 $\text{kg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$

参数名称	E_{Rm}	E_{Rs}	E_{Rb}
致癌效应	3.06×10^{-7}	2.41×10^{-7}	2.05×10^{-9}
非致癌效应	9.31×10^{-7}	7.32×10^{-7}	1.46×10^{-7}

表 7 各暴露途径的致癌风险

污染物	C_{Rm}	C_{Rs}	C_{Rb}	C_R
Cr(VI)	5.51×10^{-9}	1.73×10^{-7}	1.26×10^{-9}	1.80×10^{-7}
As	1.43×10^{-8}	1.13×10^{-8}	1.17×10^{-9}	2.68×10^{-8}

注: C_{Rm} 、 C_{Rs} 、 C_{Rb} 分别为经口摄入、皮肤接触、呼吸吸入暴露途径的致癌风险。

表 8 各暴露途径的危害商(非致癌风险)

污染物	H_{Qm}	H_{Qs}	H_{Qb}	H_Q
Hg	6.52×10^{-4}	7.32×10^{-3}	4.34×10^{-4}	8.41×10^{-3}

注: H_{Qm} 、 H_{Qs} 、 H_{Qb} 分别为经口摄入、皮肤接触、呼吸吸入暴露途径的危害商(非致癌风险)。

- [3] 李相国,杨海涛,蹇守卫,等. 钻井废弃物固化路基材料性能的研究[J]. 武汉理工大学学报,2012,34(12):61-65.
LI Xiangguo,YANG Haitao,JIAN Shouwei,et al. Study on properties of roadbed material which solidified by drilling waste[J]. Journal of Wuhan University of Technology,2012,34(12):61-65.
- [4] 罗伟. 钻井废弃泥浆固化路基材料性能研究[D]. 成都:西南石油大学,2015.
LUO Wei. Study on the properties of subgrade material solidified by drilling waste mud[D]. Chengdu:Southwest Petroleum University,2015.
- [5] 王朝强. 页岩气钻井岩屑建材资源化利用中重金属污染预警、迁移及控制[D]. 绵阳:西南科技大学,2019.
WANG Chaoqiang. Warning, migration and control of heavy metal pollution by drilling cuttings utilization in building materials of shale gas[D]. Mianyang:Southwest University of Science and Technology,2019.
- [6] 胡安梁,刘长青,殷悦,等. 山东省某河流疏浚后底泥中 Zn,Cr,Hg 的含量变化及潜在生态风险评价[J]. 青岛理工大学学报,2021,42(4):65-71.
HU Anliang,LIU Changqing,YIN Yue,et al. Content changes of Zn,Cr and Hg and potential ecological risk assessment of dredged sediment in a river in Shandong Province[J]. Journal of Qingdao University of Technology,2021,42(4):65-71.
- [7] 吴锡. 土壤重金属环境风险评估和污染防治对策[J]. 资源节约与环保,2019,33(8):115.
WU Xi. Environmental risk assessment and pollution control measures of heavy metals in soil[J]. Resources Economization & Environmental Protection,2019,33(8):115.
- [8] 张晶,孙英杰,杨玉飞,等. 固体废物沥青路面利用的环境风险评估[J]. 环境工程技术学报,2017,7(6):746-753.
ZHANG Jing,SUN Yingjie,YANG Yufei,et al. Progress on environmental risk assessment on solid wastes utilized in asphalt pavement[J]. Journal of Environmental Engineering Technology,2017,7(6):746-753.
- [9] IWEGBUE C M A. Polycyclic aromatic hydrocarbons profiles of spent drilling fluids deposited at Emu-Uno,Delta State,Nigeria[J]. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology,2011,87(4):469-472.
- [10] 李绍康,袁颖,李翔,等. 页岩气开发地下水污染风险评价指标体系构建[J]. 环境科学研究,2018,31(5):911-918.
LI Shaokang,YUAN Ying,LI Xiang,et al. Building up a risk assessment index system of groundwater pollution in shale gas development[J]. Research of Environmental Sciences,2018,31(5):911-918.
- [11] 杜肖肖,张立清,梁海霞. 东营市空气质量指数和酸雨的变化特征及相关性分析[J]. 环境工程技术学报,2021,11(1):33-40.
DU Xiaoxiao,ZHANG Liqing,LIANG Haixia. Variation characteristics and correlation analysis of air quality index and acid rain in Dongying City[J]. Journal of Environmental Engineering Technology,2021,11(1):33-40.
- [12] 陆平,赵雪艳,殷宝辉,等. 临沂市 PM_{2.5} 和 PM₁₀ 中元素分布特征及来源解析[J]. 环境科学,2020,41(5):2036-2043.
LU Ping,ZHAO Xueyan,YIN Baohui,et al. Distribution characteristics and source apportionment of elements bonded with PM_{2.5} and PM₁₀ in Linyi[J]. Environmental Science,2020,41(5):2036-2043.
- [13] US EPA. Review of adult lead model evaluation of models for assessing human health risks associated with health risks associated with lead exposures at nonresidential areas of superfund and other hazardous waste sites[DB/OL]. (2001-08-01) [2023-01-08]. <https://semspub.epa.gov/work/HQ/174560.pdf>.
- [14] 张园,刘寒,单标,等. 铅污染场地的人类健康风险评估本地化模型研究[J]. 山东农业大学学报(自然科学版),2014,45(3):443-448.
ZHANG Yuan,LIU Han,SHAN Biao,et al. Research on adult blood lead risk assessment model and model localization[J]. Journal of Shandong Agricultural University(Natural Science Edition),2014,45(3):443-448.
- [15] 李灿,曾云,刘淑运,等. 基于儿童和成人血铅模型的土壤环境铅基准值研究[J]. 环境与健康杂志,2017,34(9):789-793.
LI Can,ZENG Yun,LIU Shuyun,et al. Lead benchmarks for soils based on blood lead model for children and adult in China[J]. Journal of Environment and Health,2017,34(9):789-793.
- [16] 李淑君. 垃圾焚烧飞灰中重金属浸出行为及磁学诊断[D]. 桂林:广西师范大学,2017.
LI Shujun. The leaching behavior and magnetic diagnosis of heavy metals in the waste incineration fly ash[D]. Guilin:Guangxi Normal University,2017.
- [17] 王之超. 块状建材中多环芳烃释放特征研究[D]. 北京:中国环境科学研究院,2020.
WANG Zhichao. Release characteristics of polycyclic aromatic hydrocarbons in blocky building materials[D]. Beijing:Chinese Research Academy of Environmental Sciences,2020.
- [18] ZHANG H Y,WANG B,DONG X L,et al. Leachability of heavy metals from solidified sludge[J]. Science in China Series E-Technological Sciences,2009,52(7):1906-1912.
- [19] 魏芳,钱秋兰,唐景春,等. 不同浸出条件下水泥中重金属释放特性的研究[J]. 安全与环境工程,2014,21(2):85-89.
WEI Fang,QIAN Qiulan,TANG Jingchun,et al. Influence of different leaching conditions on the release of heavy metals in cement[J]. Safety and Environmental Engineering,2014,21(2):85-89.

(责任编辑 赵金环;英文校审 程文华)