土 壤(Soils), 2016,48(3): 523-528

DOI: 10.13758/j.cnki.tr.2016.03.016

连二亚硫酸钠对铬污染土壤修复条件优化及生物有效性研究**①**

刘增俊1,2，刘红敏3，夏 旭4，张 旭2，李广贺2，张 丹1，姜 林1

(1 北京市环境保护科学研究院，北京 100037；2 清华大学环境学院，北京 100084；3 河南财政税务高等专科学校，郑州 451464；  
4 中国农业科学院农业环境与可持续发展研究所，北京 100081)

摘 要：选用连二亚硫酸钠作为修复药剂，通过正交试验，探讨了药剂量、水土比、养护时间及搅拌时间等 4 个因素对该药剂修复铬污染土壤效果的影响，并基于肠胃模拟方法，考察了修复前后土壤中铬的生物有效性变化， 并评估其健康风险。结果表明，就铬污染土壤而言，药剂量对修复后土壤的六价铬浸出浓度影响最大，其他因素次 之。达到较好修复效果的最佳修复条件为药剂量为8%、水土比为0.5、养护时间为1天、搅拌时间为15 mm。药剂 修复后土壤的六价铬生物有效性大幅降低，降幅为 63.21% ~ 84.67%，六价铬致癌风险降幅达 81.7%，有效降低人 体健康风险。

关键词：药剂；铬；污染土壤；生物有效性

中图分类号：X53

铬及其化合物广泛应用于冶金、金属加工及电镀 等多种行业。铬存在多种价态，以三价及六价较为稳 定，其中，六价铬具有高毒、致癌、致畸的特点，其 环境风险不容忽视。含铬废渣经过雨水长期淋溶后， 大量六价铬随雨水渗入地下，导致土壤及地下水的 严重污染，给生态环境安全和人类健康带来潜在危 险［1-3］。

铬污染土壤的修复已成为公众日益关注的热点 问题［4-6］。药剂稳定化技术发展迅速，该技术可通过 改变重金属在土壤中的存在状态，降低其迁移性及生 物有效性，以削弱其环境风险［7］。连二亚硫酸钠以其 价廉、化学性质活拔、毒性和二次污染小等优点被广 泛应用于环境治理，如地下水重金属和有机污染物的 修复［8-9］。研究表明土壤的还原能力与连二亚硫酸钠 的浓度在一定范围内呈正相关，但是，超过一定浓度 后土壤还原势下降［10］。药剂稳定化修复效果受污染 物类型、浓度、土壤性质以及实施工艺等多重因素影 响，尤其是药剂用量、含水率、养护条件等，主要表 现不适宜的条件使得化学药剂不能充分有效地与污 染物反应，从而对修复效果产生不利影响。

药剂的修复效果除以污染物的浸出毒性为评价 指标外，污染物的生物有效性也是表征污染物健康风 险的指标之一。20 世纪 90 年代以来土壤重金属人体 有效性的In Vitro实验评估方法得到快速发展，主要 通过加入胃肠的各种主要酶和有机酸，同时模拟胃肠 蠕动，实验系统处于37r的厌氧环境，创造与真实 肠胃相似的消化和吸收环境，以此来测定污染土壤进 入人体后的相对生物有效性或生物有效性，其实验结 果与动物实验的结果表现出良好的相关性［11］，该法在 土壤-人体健康相互关系的研究上倍受重视，方法学 上日趋成熟，因此，已成为污染物环境健康风险表征 的重要手段。

鉴于此，本研究选取连二亚硫酸钠为修复药剂， 采用正交试验优化其对铬污染土壤修复的药剂用量、 含水率、养护时间、搅拌时间等参数，并同时评估其 生物有效性，为该药剂在实际修复工作中的有效应用 提供理论基础及技术支持。

**1** 材料与方法

**1.1** 供试土壤 铬污染土壤采自辽宁沈阳某铬污染场地，土壤质 地为壤土。多点采集 0 ~ 50 cm 的土壤，然后混匀制 备成一个土壤样品。剔除土壤样品中的小石子及植物 根茎，风干过 2 mm 及 0.25 mm 尼龙筛后备用。其基

①基金项目：北京市自然科学基金项目(8164055)、环保公益项目(201009016、201009009-003)和北京市环境保护科学研究院科技基金项 目 (2013B08)资助。

作者简介：刘增俊(1980—)，男，河南封丘人，博士，助理研究员，主要从事污染场地修复方面工作。E-mail: [lzengj@126.com](mailto:lzengj@126.com)

本理化性质分别为：pH 9.1、有机质24.9 g/kg、全氮 0.8 g/kg、全磷 0.5 g/kg、全钾 19.6 g/kg,阳离子 交换量 290 cmol/kg,有效 Fe 14 mg/kg、有效 Mn 1.63 mg/kg；总铬及六价铬含量分别为2 929 mg/kg 和 524 mg/kg。

**1.2** 供试药剂

连二亚硫酸钠,分析纯(国药集团试剂有限公司)。 **1.3** 试验方法

选取药剂量、水土比、养护时间和搅拌时间 4 个 参数，每个参数设3个水平。分别为药剂量(A)：2%、 4%、8%；水土比(B)： 0.3、0.5、0.75；养护时间(C)： 1、3、5天；搅拌时间(D)： 5、10、15 min。采用正 交试验法,选用 L9(34) 正交表,试验因素水平见表 1。 称取 100 g 土壤于具盖塑料盒中,按照正交试验设 计设置处理,每处理 3 次重复。依照试验要求,采 集土壤样品,测定土壤浸出液中的总铬、六价铬含量 及修复前后土壤中铬生物有效性的变化。

|  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- |
| Table 1 | 表 **1** 正交试验因素水平表  Levels of orthogonal experimental factors | | | |
| 序号 A: | 药剂量  (%) | B: 水土比 C: | 养护时间 D:  (d) | 搅拌时间  (min) |
| 1 | 2 | 0.3 | 1 | 5 |
| 2 | 4 | 0.5 | 3 | 10 |
| 3 | 8 | 0.75 | 5 | 15 |

**1.4** 分析方法

土壤浸出毒性采用水平震荡法(HJ 557-2010)。 浸出液中总铬用ICP-AES法测定［12］，六价铬用二苯 碳酰二肼分光光度法测定［13］。六价铬致癌风险计算 参见文献［14］。

**1.5** 生物有效性

生物有效性测定采用 In Vitro 实验方法［15-17］。

**1.5.1**胃阶段 每批样品配制模拟胃液4L,内含

0.15 mol/L NaCl 35.06 g、柠檬酸 2 g、苹果酸 2 g、乳 酸1.68 ml、醋酸2 ml和胃蛋白酶5 g,用12 mol/L HCl 将 pH 调至 1.5。然后,取 500 ml 模拟胃液于 500 ml 蓝盖瓶中,以 1 L/min 的速率通入氩气,创 造厌氧环境,持续约 15 min 后,加入供试土壤 5 g (过0.25 mm筛)，迅速盖上盖子，于37°C恒温摇 床上振荡1 h，转速为100 r/min。1 h后用针筒吸取 反应液，3 500 r/min离心，过0.45 gm微孔滤膜， 将滤液收集在采样瓶中测定六价铬含量。

1. 小肠阶段 用 NaHCO3 饱和溶液将反应液 pH调至8，在每个反应器中加入胰酶0.36 g、胆盐
2. g，以1 L/min的速率通入氩气，以创造厌氧环境， 持续约15 min后，加入供试土壤5 g(过0.25 mm 筛)，迅速盖上盖子，于37°C恒温摇床上振荡1 h，转 速为100 r/min。每隔15 min，测定反应液pH，若升高, 滴加12 mol/L HC1,维持pH为&0。在小肠阶段开始 后 4 h 吸取反应液， 3 500 r/min 离心， 0.45 gm 微孔 滤膜过滤，将滤液收集在采样瓶中测定六价铬含量。

**2** 结果与讨论

**2.1** 药剂对污染土壤的修复条件优化效果

由表2可知，以修复后土壤的总铬浸出浓度为指 标，药剂处理不同因素的极差大小顺序为 *R*A>*R*C> *R*b>*R*d,即药剂用量是总铬浸出浓度的最主要的影响 因素，养护时间次之，水土比相对影响较小，搅拌时 间影响最小。

表 **2** 不同优化条件下药剂处理土壤中总铬浸出量 Table 2 Leaching contents of total Cr in soils under different conditions

|  |  |  |  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 处理 | 因素 | | | | 总铬浸出浓度(mg/kg) | | | |
| A: 药剂量(%) | B: 水土比 | C:养护时间(d) D: | 搅拌时间(min) | *x*1 | *x*2 | *x*3 | *x* |
| 1 | 2 | 0.3 | 1 | 5 | 3.98 | 4.85 | 4.68 | 4.50 土 0.46 a |
| 2 | 2 | 0.5 | 3 | 10 | 3.48 | 2.89 | 3.03 | 3.13 土 0.31 b |
| 3 | 2 | 0.75 | 5 | 15 | 1.36 | 1.04 | 0.92 | 1.11 土 0.23 de |
| 4 | 4 | 0.3 | 3 | 15 | 1.8 | 1.46 | 1.31 | 1.52 土 0.25 d |
| 5 | 4 | 0.5 | 5 | 5 | 0.77 | 0.89 | 1.15 | 0.94 土 0.19 e |
| 6 | 4 | 0.75 | 1 | 10 | 2.31 | 1.88 | 2.02 | 2.07 土 0.22 c |
| 7 | 8 | 0.3 | 5 | 10 | 0.87 | 0.98 | 1.08 | 0.98 土 0.11 e |
| 8 | 8 | 0.5 | 1 | 15 | 0.49 | 0.6 | 0.58 | 0.56 土 0.06 f |
| 9 | 8 | 0.75 | 3 | 5 | 0.46 | 0.62 | 0.52 | 0.53 土 0.08 f |
| *T*1 | 8.74 | 7.00 | 7.13 | 5.97 |  |  |  |  |
| *T*2 | 4.53 | 4.63 | 5.19 | 6.18 |  |  |  |  |
| *T*3 | 2.07 | 3.71 | 3. 02 | 3.19 |  |  |  |  |
| *R* | 6.68 | 3.29 | 4.11 | 2.99 |  | *R*A>*R*C>*R*B>*R*D | |  |

注：*T*：各因素不同水平总铬浸出浓度之和；*R*：极差，各因素不同水平总铬浸出浓度和中最大值与最小值之差；表中小写字母不

同表示处理间差异达到 *P*<0.05 显著水平，下表同。

在药剂稳定化修复过程中，由于土壤本身的 复杂性及不均匀性，药剂施用量的多少直接影响 其与目标污染物接触反应的机率大小，从而影响 修复效果，且在一定范围内，供试药剂的还原能 力与药剂的施用量呈正相关关系［10］。由表2 可知， *T*a1>*T*a2>*T*a3,供试条件下，药剂量最佳水平为A3, 即药剂量占8% 时，铬污染土壤的修复效果较好。

对于水土比，为*T*b1>*T*b2>*T*b3,水土比最佳水平 为B3，即当水土比为0.75的条件下更有利于土壤中 重金属铬的还原。原因可能是当水土比较低时，体系 中的水分较少，反应物扩散不充分，不利于重金属铬 还原稳定反应的进行；当水土比较高时，重金属铬能 够更好地在体系中扩散，可以充分与药剂接触，更有 利于还原反应的发生［18］。

不同养护时间有*T*c1>*T*c2>*T*c3,即供试条件下， 养护时间为 5 天，利于土壤中重金属铬的修复。因 为养护时间长有利于药剂与污染物的还原反应。

一定搅拌强度下，适度的搅拌时间既可以增强土 壤的均匀度，同时也能提高药剂与污染物的接触机 率，从而促进污染物的还原稳定。供试条件下， *T*D2> *T*d1>*T*d3,即搅拌时间为15 min时有利于铬污染土壤 的修复。

方差分析结果(表3)表明，药剂量之间*F* = 193.85>

*F*0.01(2,18) = 6.01，水土比之间 *F* = 49.13>*F*0.01(2,18) = 6.01,养护时间之间 *F* = 71.89 > *F*q.q1(2,18) = 6.01,搅拌 时间之间*F* = 47.52 > *F*q.q1(2,18) = 6.01,不同因素水平 间差异对总铬浸出浓度产生极显著影响；处理8 和处 理9 之间总铬浸出浓度无显著差异，且显著低于其他 处理。但与处理9 相比，处理8 养护时间较短。考虑 实际修复工程时间的紧迫性及修复效果，认为最优条 件为A3B2C1D3,即药剂量为8%、水土比为0.5、养 护时间为 1 天、搅拌时间为 15 min。

以修复后土壤六价铬浸出浓度为指标，药剂处 理不同因素的极差大小顺序为*R*a>*R*b>*R*c> *R*d(表 4), 即药剂用量是影响六价铬浸出浓度的最主要因素， 水土比次之，养护时间相对影响较小，搅拌时间影 响最小。方差分析结果 (表 5) 表明，药剂量之间 *F* = 39.21>*F*0.01(2,18) = 6.01，水土比之间 *F* = 23.83>*F*0.01(2,18) =

表 **3** 总铬浸出量的方差分析结果

Table 3 Anova of different treatments on leaching contents of total Cr

|  |  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 变异来源 | 方差 | 自由度 | 均方差 | *F* | *F*0.05 | *F*0.01 |
| 药剂量 | 22.80 | 2 | 11.40 | 193.85\*\* | 3.55 | 6.01 |
| 水土比 | 5.78 | 2 | 2.89 | 49.13\*\* |  |  |
| 养护时间 | 8.46 | 2 | 4.23 | 71.89\*\* |  |  |
| 搅拌时间 | 5.59 | 2 | 2.80 | 47.52\*\* |  |  |
| 误差 | 1.06 | 18 | 0.06 |  |  |  |
| 总变异 | 43.68 | 26 |  |  |  |  |

表 **4** 不同优化条件下药剂处理土壤中六价铬浸出量

Table 4 Leaching contents of hexavalent Cr in soils under different conditions

|  |  |  |  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 处理 | 因素 | | | | 六价铬浸出浓度(mg/kg) | | | |
| A:药剂量(％) | B: 水土比 | C: 养护时间 (d) D: | 搅拌时间(min) | *x*1 | *x*2 | *x*3 | *x* |
| 1 | 2 | 0.3 | 1 | 5 | 3.51 | 2.87 | 2.78 | 3.05 土 0.40 a |
| 2 | 2 | 0.5 | 3 | 10 | 1.16 | 1.38 | 0.83 | 1.12 土 0.28 be |
| 3 | 2 | 0.75 | 5 | 15 | 0.76 | 1.18 | 1.23 | 1.06 土 0.26 be |
| 4 | 4 | 0.3 | 3 | 15 | 1.59 | 0.91 | 0.98 | 1.16 土 0.37 b |
| 5 | 4 | 0.5 | 5 | 5 | 0.62 | 0.92 | 1.02 | 0.85 土 0.21 be |
| 6 | 4 | 0.75 | 1 | 10 | 1.32 | 0.99 | 0.98 | 1.10 土 0.19 b |
| 7 | 8 | 0.3 | 5 | 10 | 0.56 | 0.96 | 0.65 | 0.72 土 0.21 be |
| 8 | 8 | 0.5 | 1 | 15 | 0.45 | 0.86 | 0.58 | 0.63 土 0.21 e |
| 9 | 8 | 0.75 | 3 | 5 | 0.33 | 0.38 | 0.78 | 0.50 土 0.25 e |
| *T*1 | 5.23 | 4.94 | 4.78 | 4.40 |  |  |  |  |
| *T*2 | 3.11 | 2.61 | 2.78 | 2.94 |  |  |  |  |
| *T*3 | 1.85 | 2.65 | 2.63 | 2.85 |  |  |  |  |
| *R* | 3.38 | 2.33 | 2.15 | 1.56 |  | *R*A>*R*B>*R*C>*R*D | |  |

表 **5** 六价铬浸出量的方差分析结果

Table 5 Anova of different treatments on leaching contents of hexavalent Cr

|  |  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 变异来源 | 方差 | 自由度 | 均方差 | *F* | *F*0.05 | *F*0.01 |
| 药剂量 | 5.85 | 2 | 2.92 | 39.21\*\* | 3.55 | 6.01 |
| 水土比 | 3.55 | 2 | 1.78 | 23.83\*\* |  |  |
| 养护时间 | 2.88 | 2 | 1.44 | 19.29\*\* |  |  |
| 搅拌时间 | 1.52 | 2 | 0.76 | 10.20\*\* |  |  |
| 误差 | 1.34 | 18 | 0.08 |  |  |  |
| 总变异 | 15.14 | 26 |  |  |  |  |

6.01,养护时间之间 *F* = 19.29>*F*°.0i(2,i8) = 6.01,搅 拌时间之间*F* = 10.20> *F*0.01(2,18) = 6.01,不同因素水 平间差异对六价铬浸出浓度产生极显著影响；处理 2、处理 3、处理 5、处理 7、处理 8 和处理 9 之间 无显著差异，且显著低于其他处理。考虑与总铬浸 出效果最优条件的一致性，六价铬浸出浓度最低的 最优条件亦为A3B2C1D3,即药剂量为8%、水土比 为 0.5、养护时间为 1 天、搅拌时间为 15 min。

**2.2** 药剂处理后污染土壤铬生物有效性变化 生物体内重金属的浓度可以用来评价重金属的 生物有效性［19］，目前多采用连续提取及种植植物的 方法进行评价［20-22］，研究表明植物中重金属的浓度 与土壤中交换态和碳酸盐结合态重金属的含量有显 著的相关性［23］。但该类方法只能间接推测其对人体 的影响，而肠胃模拟法能够更为直接地反映污染物 对人体健康的影响，在环境健康风险评价中发挥着 独特的作用［24］。

本研究中，修复前铬污染土壤的六价铬生物有效 性*BA*在胃阶段和小肠阶段分别为2.87%和3.81%, 成人在胃阶段和小肠阶段的六价铬吸收量分别为 0.75 gg/d和1.00 gg/d,儿童在胃阶段和小肠阶段的六 价铬吸收量分别为3.01 gg/d和3.99 gg/d(数据未发 表)。由表 6 可知，与修复前相比，修复后土壤的六 价铬生物有效性 *BA* 大幅降低，降低幅度为 63.21% ~ 84.67%，其中，处理8的六价铬生物有效性为1.22%， 与处理前相比降低了 81.77%。成人在胃阶段和小肠 阶段的六价铬吸收量分别为0.11 gg/d和0.21 gg/d, 儿童在胃阶段和小肠阶段的六价铬吸收量分别为 0.42 gg/d和0.86 gg/d(表6)。修复前土壤中六价铬经 口摄入的致癌风险为2.36X10-4，修复后土壤中六价 铬经口摄入的致癌风险为4.3X10-5,与修复前相比， 土壤中六价铬经口摄入的致癌风险大幅降低，降幅达 81.7%。可见，修复后土壤中铬的生物有效性大幅降 低，同时，也大幅降低了其人体健康安全风险。

表 **6** 修复后土壤不同消化阶段六价铬的生物有效性

Table 6 Bioavailabilities of hexavalent Cr in soils under digestive stages after remediation

|  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 处理 | 六价铬  *C*m (昭/g) | 六价铬 *C* (mg/L) | | *BA* (%) | | *W*m(gg/d) | | *W*a 成人(gg/d) | | | *W*a 儿童(gg/d) | | |
| 胃 | 小肠 | 胃阶段 | 小肠阶段 | 成人 | 儿童 | 胃阶段 | 小肠 阶段 | 累加 | 胃阶段 | 小肠 阶段 | 累加 |
| 1 | 524 | 0.018 | 0.051 | 0.34 | 0.98 | 26.20 | 104.80 | 0.09 | 0.26 | 0.35 | 0.36 | 1.03 | 1.39 |
| 2 | 524 | 0.014 | 0.052 | 0.27 | 1.00 | 26.20 | 104.80 | 0.07 | 0.26 | 0.33 | 0.28 | 1.04 | 1.32 |
| 3 | 524 | 0.021 | 0.033 | 0.40 | 0.62 | 26.20 | 104.80 | 0.11 | 0.16 | 0.27 | 0.42 | 0.65 | 1.07 |
| 4 | 524 | 0.018 | 0.037 | 0.34 | 0.70 | 26.20 | 104.80 | 0.09 | 0.18 | 0.27 | 0.36 | 0.73 | 1.09 |
| 5 | 524 | 0.011 | 0.045 | 0.21 | 0.86 | 26.20 | 104.80 | 0.06 | 0.23 | 0.28 | 0.22 | 0.91 | 1.13 |
| 6 | 524 | 0.018 | 0.051 | 0.34 | 0.98 | 26.20 | 104.80 | 0.09 | 0.26 | 0.35 | 0.36 | 1.03 | 1.39 |
| 7 | 524 | 0.032 | 0.097 | 0.61 | 1.85 | 26.20 | 104.80 | 0.16 | 0.48 | 0.64 | 0.64 | 1.94 | 2.58 |
| 8 | 524 | 0.021 | 0.043 | 0.40 | 0.82 | 26.20 | 104.80 | 0.11 | 0.21 | 0.32 | 0.42 | 0.86 | 1.28 |
| 9 | 524 | 0.039 | 0.046 | 0.74 | 0.88 | 26.20 | 104.80 | 0.20 | 0.23 | 0.42 | 0.78 | 0.92 | 1.70 |

注：换算公式：*BA*=*C*iv*^*ivX100/*C*s*M*s，*W*m=*C*mX*W*s°ii，*W*A=*W*mX*BA*,其中，*BA*：特定重金属的生物有效性(%)； *C*iv： In Vitro实验的 胃阶段或小肠阶段反应液中特定重金属的可溶态总量(mg/L)； *Vv：*反应器中反应液的体积(L)； *C*s： 土壤样品中特定重金属的总量 (mg/kg)； *M*s：加入反应器中的土样的重量(kg)； *W*m：金属元素的摄入量(gg/d)； *C*m： 土壤中重金属的浓度(gg/g)； *W*soii： 土壤摄入 量(g/d)； *W*a：可吸收的重金属量(gg/d)； *W*m：重金属元素的摄入量(gg/d)。

污染土壤经口摄入是对人体健康造成危害的重 团形式存在，不易被土壤吸附，污染土壤中的铬通 要暴露途径，同时，由于六价铬多以铬酸根等阴离子 过淋溶进入地下水或地表水后经饮用及皮肤接触

也是其对人体健康造成危害的重要暴露途径，而肠 胃模拟法主要考虑了土壤经口摄入后经肠胃吸收 后的健康风险，不体现地下水及地表水经口及皮肤 产生的健康风险，在地下水或地表水作为生活用水 的情况下，应考虑水中铬经口摄入及皮肤产生的健 康风险。

**3** 结论

1. 对铬污染土壤而言，影响修复后土壤总铬及 六价铬浸出浓度的最主要因素是药剂用量，其他影响 因素次之。药剂量、水土比、养护时间及搅拌时间4 因素均能对总铬和六价铬浸出浓度产生显著影响。
2. 对铬污染土壤而言，达到较好修复效果的最 优修复条件为药剂量为8%、水土比为0.5、养护时间 为 1天、搅拌时间为15 min。
3. 就供试土壤而言，与修复前相比，药剂修复 后土壤六价铬生物有效性大幅降低，能有效降低人体 健康及环境安全风险。不同处理的降低幅度为 63.21% ~ 84.67%，其中，处理8的六价铬生物有效 性为 1.22%，与处理前相比降低了 81.77%，土壤中 六价铬经口摄入的致癌风险降低达81.7%。

致谢：感谢中国科学院南京土壤研究所李振高研 究员给予的指导和建议。

参考文献：

1. 刘玉强, 李丽, 王琪, 等. 典型铬渣污染场地的污染状况 与综合整治对策[J].环境科学研究,2009, 22(2): 248-253
2. 曹泉, 王兴润. 铬渣污染场地污染状况研究与修复技术

分析[J].环境工程学报,2009, 3(8): 1 493-1 497

1. 宋昕, 林娜, 殷鹏华. 中国污染场地修复现状及产业前 景分析[J]. 土壤,2015, 47(1): 1-7
2. 李世业, 成杰民. 化工厂遗留地铬污染土壤化学淋洗修

复研究[J]. 土壤学报，2015, 52(4): 869-878

1. 蒋红群, 王彬武, 刘晓娜, 等. 北京市土壤重金属潜在

风险预警管理研究[J]. 土壤学报,2015, 52(4): 731-746

1. 许伟, 施维林, 沈桢, 等. 工业遗留场地复合型污染分 层健康风险评估研究. 土壤, 2016, 48(2): 322-330
2. 孙小峰, 吴龙华, 骆永明. 有机修复剂在重金属污染土

壤修复中的应用[J].应用生态学报，2006, 17(6): 1 123- 1 128

1. Langell M A, Kadossov E, Boparai H, et al. Effeet of sodium dithionite on the surfaee eomposition of iron- eontaining aquifer sediment[J]. Surfaee and Interfaee Analysis, 2009, 41: 941-950
2. Su C M, Ludwig R D. Treatment of hexavalent ehromium in ehromite ore proeessing solid waste using a mixed reduetant solution of ferrous sulfate and sodium dithionite[J]. Environmental Seienee and Teehnology, 2005, 39: 6 208-6 216
3. 杨金艳. 还原剂处理下富铁土壤中酰胺类农药的转化及 其影响机制[D].北京：武汉纺织大学,2013
4. Ruby M V, Sehoof R, Brattin W, et al. Advanees in evaluating the oral bioavailability of inorganies in soil for use in human health risk assessment[J]. Environmental Seienee and Teehnology, 1999, 33: 3 697-3 705
5. Lazauskas A, Grigaliunas V, Guobiene A, et al. Atomie foree mieroseopy and x-ray photoeleetron speetroseopy evaluation of adhesion and nanostrueture of thin Cr films[J]. Thin Solid Films, 2012, 520(19): 6 328-6 333
6. Rai D, Eary L E, Zaehara J M. Environmental ehemistry of ehromium[J]. Environmental Seienee and Teehnology, 1989, 86: 15-23
7. 中华人民共和国环境保护部. 污染场地风险评估技术导 则(HJ/25.3-2014) [S].北京：中国环境科学出版社,2014
8. Ruby M V, Davis A, Sehoof R, et al. Estimation of Lead and Arsenie bioavailability using a physiologieally based extraetion test[J]. Environmental Seienee and Teehnology, 1996, 30(2): 422-430
9. Rodriguez R R, Basta N T, Casteel S W, et al. An in Vitro gastrointestinal method to estimate bioavailable Arsenie in eontaminated soil and solid media[J]. Environmental Seienee and Teehnology, 1999, 33(4): 642-649
10. 唐翔宇, 朱永官. 土壤中重金属对人体生物有效性的体 外试验评估[J].环境与健康杂志,2004, 21(1): 183-185
11. 刘浩, 陈胡星, 徐小希, 等. 碱矿渣胶凝材料固化/稳定 化铬污染土壤[J].环境工程,2012, 30: 306-309
12. 程晓东, 郭明新. 河流底泥重金属不同形态的生物有效 性[J].农业环境保护,2001, 20(1): 19-22
13. 郑明霞, 黄斌, 陈明, 等. 土壤中铬对油菜生物有效性 的研究[J].有色金属，2007, 59(2): 95-99
14. 李淑仪, 林翠兰, 许建光, 等. 施硅对污染土壤中铬形 态及其生物有效性的影响[J].生态环境，2008, 17(1): 227-231
15. 王丹，魏威，梁东丽，等.土壤铜、铬(VI)复合污染重金 属形态转化及其对生物有效性的影响[J].环境科学， 2011, 32(10): 3 113-3 120
16. 赵兴敏, 董德明, 花修艺, 等. 污染源附近农田土壤中 铅、镉、铬、砷的分布特征和生物有效性研究[J].农业 环境科学学报, 2009, 28(8): 1 573-1 577
17. 孙歆, 韦朝阳, 王五一. 土壤中砷的形态分析和生 物有效性研究进展[J].地球科学进展，2006, 21(6): 625-632

Optimal Conditions of Sodium Hyposulfite Remediation on  
Cr-contaminated Soil and Bioavailability Change of Cr in Soil

LIU Zengjun1, 2, LIU Hongmin3, XIA Xu4, ZHANG Xu2, LI Guanghe2, ZHANG Dan1, JIANG Lin1

(1 *Beijing Municipal Research Institute of Environmental Protection*, *Beijing* 100037, *China*; 2 *School of Environment*,  
*Tsinghua University*, *Beijing* 100084, *China*; 3 *Henan College of Finance and Taxation*, *Zhengzhou* 451464, *China*; 4 *Institute  
of Environment and Sustainable Development in Agriculture*, *Chinese Academy of Agricultural Sciences*, *Beijing* 100081, *China*)

**Abstract:** The optimal conditions of remediation of sodium hyposulfite and the bioavailability changes of Cr in soil before and after remediation were studied. The results showed that for the chromium-contaminated soil, agent dosage was the factor that had the most effect on total and hexavalent Cr leaching concentration. The optimal conditions for the agent on the remediation of Cr-contaminated soil were 8% dosage, 0.5 : 1 water soil ratio (v/w), 1 d curing time and 15 min stirring time. After remediation, bioavailability of the hexavalent Cr was significantly decreased by 63.21% - 84.67%, the carcinogenic risk of hexavalent Cr decreased 81.7%, and so the human health risk could be reduced effectively.

**Key words:** Agent; Cr; Contaminated soil; Bioavailability