Vol. 9, 2014 No. 5, 992-997

Asian Journal of Ecotoxicology

DOI: 10.7524/AJE.1673-5897-20140514010

王建旭,张军方,冯新斌,等. 硫代硫酸铵添加对黄平大黄油菜富集土壤汞的影响-田间试验[J]. 生态毒理学报 2014,9(5): 992-997 Wang J X ,Zhang J F ,Feng X B ,et al. Effect of ammonium thiosulphate addition on mercury accumulation by Brassica juncea var. HPDH — a field study [J]. Asian Journal of Ecotoxicology ,2014,9(5): 992-997 (in Chinese)

硫代硫酸铵添加对黄平大黄油菜富集土壤汞的影响—田间试验

王建 μ^1 ,张军方²,冯新斌^{1,*},谢园艳^{1,3},余 志²

- 1. 中国科学院地球化学研究所 环境地球化学国家重点实验室 贵阳 550002
- 2. 贵州省环境科学研究设计院 贵阳 550081
- 3. 中国科学院大学 北京 100049

收稿日期: 2014-05-14 录用日期: 2014-06-30

摘要: 在田间条件下 研究添加硫代硫酸铵对黄平大黄油菜(Brassica juncea var. HPDH) 富集土壤汞(总汞含量 $13.7 \, \mathrm{mg} \cdot \mathrm{kg}^{-1}$) 及土壤汞形态转化影响。试验设置 $2 \, \mathrm{个处理}$ 对照小区(无硫代硫酸铵) 和处理小区(每公斤土壤加入 $8 \, \mathrm{g}$ 硫代硫酸铵) 硫代硫酸铵溶液在植物收获前 $7 \, \mathrm{d}$ 添加到土壤。试验结束后,分析植物生物量和组织内汞含量。结果表明 硫代硫酸铵处理小区植物生物量(干重)要略高于对照区。硫代硫酸铵处理小区植物根系和地上部分汞含量分别是对照区的 $600 \, \mathrm{m} \, 250 \, \mathrm{e}$ 。利用连续化学浸提法分析了修复前后土壤汞形态变化特征,发现硫代硫酸铵辅助植物修复后能显著降低土壤有机结合态汞含量,大幅度提高残渣态汞含量,溶解态与可交换态汞含量略有增加,特殊吸附态和铁锰氧化态汞含量无显著变化。

关键词: 硫代硫酸铵; 汞污染土壤; 植物提取; 汞形态

文章编号: 1673-5897(2014)5-992-06 中图分类号: X171.5 文献标识码: A

Effect of Ammonium Thiosulphate Addition on Mercury Accumulation by Brassica juncea var. HPDH-A Field Study

Wang Jianxu¹, Zhang Junfang², Feng Xinbin¹,*, Xie Yuanyan^{1,3}, Yu Zhi²

- 1. State Key Laboratory of Environmental Geochemistry, Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guiyang 550002, China
- 2. Guizhou Academy of Environmental Science and Designing, Guiyang 550081, China
- 3. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China

Received 14 May 2014 accepted 30 June 2014

Abstract: The current study was carried out to investigate the addition of ammonium thiosulphate on mercury accumulation by Brassica juncea var. HPDH and mercury fractionation transformation in soil (total Hg: 13.7 mg•kg⁻¹) under field condition. The two treatments including control plot (non-thiosulphate) and treated plot (ammonium thiosulphate was applied at a rate of 8 g•kg⁻¹ soil). The ammonium thiosulphate was applied at 7 days before the harvest of plant. The biomass and the mercury content in plants were analyzed after experiment. The results indicated that the dry biomass of the treated plant was higher than that of the control plant. The mercury concentrations in

基金项目: 国家自然科学基金(No. 41303068) 和 2012 年度贵州环保厅重金属污染防治专项资金资助

作者简介: 王建旭(1984-) ,男 ,博士 ,研究方向为污染土壤修复 ,E-mail: wangjianxu@ vip. gyig. ac. cn;

root and aboveground tissue of treated plant were nearly 600 and 250 times higher than that of the control plant. Mercury fractionation in soil was analyzed by the sequential extraction procedure (SEP) before and after remediation , and the result showed that the concentration of mercury associated with organic substance significantly decreased , while the concentration of mercury associated with residual fractions extensively increased , the concentration of mercury associated with soluble and exchangeable slightly increased. In addition , the concentration of mercury associated with specifically sorbed and Fe/Mn oxide bound fractions were relatively stable.

Keywords: ammonium thiosulphate; mercury contaminated soil; phytoextraction; mercury fractionation

汞是一种人体非必需的有毒重金属元素 ,它进入 人体后能损伤人的神经系统、肾脏系统和生殖系统。 人在长期低剂量汞暴露下 ,会造成人体行动缓慢、大脑 迟缓和语言障碍等。由于汞对人体健康的危害巨大使 其被国际卫生组织列为优先控制污染物。

贵州清镇有机化工厂早期利用硫酸汞作为催化剂生产醋酸 生产过程中产生了大量的含汞废水 这些含汞废水没有经过处理就直接排放到了邻近的河流中^[1]。沿废水排放河流两岸稻田常年利用这些含汞废水进行灌溉 造成了大面积农田汞含量严重超标。据报道 汞污染农田中总汞含量可高达 723 mg·kg⁻¹ 是我国土壤环境质量标准中所允许的最大土壤汞含量(1.5 mg·kg⁻¹) 482 倍^[2]。种植在清镇有机化工厂周边农田的稻米 其汞含量就达 133~155 ng·g⁻¹ 是我国食品安全卫生限量标准中所允许的最大汞含量(20 ng·g⁻¹) 的6~8 倍^[3]。因此 研发汞污染土壤修复技术对清镇汞污染土壤进行修复十分必要。

植物提取技术是利用植物将土壤中的重金属吸收或富集到植物体中 通过收割植物并集中处理 达到去除土壤重金属目的的一种技术^[4]。植物修复技术的关键是找到重金属的超富集植物 但目前 尚无报道发现汞的超富集植物。此外 土壤中大部分汞都以惰性的硫化汞存在 生物可利用态汞含量普遍较低^[5]。因此,利用植物提取技术修复汞污染土壤 需要提高土壤中汞的生物有效性 从而提高植物提取效率。温室盆栽试验发现 添加硫代硫酸铵可能是提高汞污染土壤植物提取效率的一个相对较理想的方法^[6]。但是 在田间环境下添加硫代硫酸铵对植物修复汞污染土壤的研究相对较少。因此 本研究在清镇汞污染农田开展修复试验 探究在大田环境下 添加硫代硫酸铵对黄平大黄油菜(Brassica juncea var. HPDH) 富集汞的影响以及土壤汞形态变化特征。

1 材料和方法(Materials and methods)

1.1 仪器与试剂

仪器: F732-S 冷原子荧光测汞仪(上海华光仪

器仪表), Tekran 2500 原子荧光测汞仪(加拿大 Tek-ran 公司), Vario MACRO cube 元素分析仪(PE 公司), SORVALL Contifug 型台式离心机(Thermo Fisher 公司)等。

试剂: 盐酸和硝酸等酸均为国产超纯试剂。硝酸镁、醋酸钠、盐酸羟胺等为国产分析纯试剂。硫代硫酸铵溶液为工业用试剂 ,纯度约为 60%。 实验用水为去离子水(DDW , Minipore $18.2~M\Omega$ $^{\bullet}cm$) 。

1.2 试验设计

本试验所用的黄平大黄油菜种子由贵州农科院 油料研究所提供。试验田选择在清镇青龙村,该村 农田由于灌溉有机化工厂排出的含汞废水使得土壤 汞含量超标。选择靠近公路一块污染农田进行田间 试验 试验田面积为 100 m2。试验田土壤容重为 1. 2 g•cm³ ,总碳、总氮和总硫分别为 3.56 ±0.68 mg• g⁻¹、0.32 ±0.02 mg·g⁻¹和 0.14 ±0.02 mg·g⁻¹。土壤 总汞含量为 13.7 mg·kg⁻¹ ,是我国土壤环境质量标 准(GB 15618-1995)中所允许最大汞含量的9倍。 将试验田划分为 10 个 10 m×1 m 的小区 ,其中 50 m²作为硫代硫酸铵处理 50 m²作为对照。植物生长 期为70 d。植物收获前1个星期向土壤添加硫代硫 酸铵溶液 按每公斤土壤 8 克量加入。土壤重量按 照修复深度 15 cm、实测土壤容重 1.2 g•cm3和修复 面积计算。植物在生长期间,田间管理由当地农民 按照常规手段进行管理。植物收获后,在对照区和 硫代硫酸铵处理小区分别选取3个小区植物进行生 物量分析 在3个小区随机采集5株植物进行汞含 量分析 同时在每个小区随机采集 5 个土壤样品进 行汞形态分析。

1.3 样品分析方法

将土壤样品置于密封袋中带回实验室。自然风干后过 100 目筛。土壤容重用环刀法测定,土壤总碳、总氮和总硫用元素分析仪测定。植物样品带回实验室后,用自来水反复冲洗干净。在烘箱中 50℃烘干 然后用不锈钢剪刀将植物分为地上部分和根系并分别

记录它们的干重。植物样品经植物粉碎机粉碎后待测。称取约 $0.05 \sim 0.1~g$ 植物粉末样品利用 LUMEX 联合 PYRO915 + 热解系统测定。称取 0.1~g 土壤样品置于 50~mL 比色管中,加入 10~mL 新配置王水,在水浴锅中 95 ℃消解 40~min,消解完后定容,利用冷原子荧光测汞仪(F732-S) 测定消解液中总汞浓度。

土壤不同形态汞分离及测定参照包正铎等^[5] 人方法 具体如下:

溶解态与可交换态(F1): 称取 1.0 g 土壤样品 加入 8 mL 1 mol • L ¹ 硝酸镁(Mg(NO₃)₂), 室温下振荡 1 h 离心 20 min (3 500 r • min ¹) 取上清液分析。

特殊吸附态(F2):向步骤 1 处理后的残留物中 加入 8 mL 1 mol·L¹的乙酸钠(NaAc)(提取前用冰醋酸(HAc)将乙酸钠 pH调至 5.0),室温下振荡 5 h,离心 取上清液分析。

铁锰氧化态(F3): 向步骤 2 处理后的残留物中 加入 20 mL 0.4 mol•L¹盐酸羟胺(NH₂OH•HCl) (提取前将盐酸羟胺溶于 20%(V/V) 醋酸(HAc)中) 96℃水浴 6h 离心 取上清液分析。

有机结合态(F4): 向步骤 3 处理后的残留物中 加入 30% 过氧化氢(H_2O_2) 8 mL(用硝酸(HNO_3) 调节 pH 至 2.0) 80℃水浴 2 h 再加入 3 mL 30% 过氧化氢 80℃水浴 3 h 离心 取上清液分析。

残渣态(F5): 向步骤 4 处理后的残留物中加入 10 mL 王水(硝酸: 盐酸 = 1: 3(V/V)) 水浴消解。

以上步骤的浸提液汞浓度用冷原子荧光测汞仪 (F732-S)和 Tekran 2500原子荧光测汞仪测定。

1.4 数据质量控制

实验用空白试验、标准工作曲线、标准物质 (GBW07405 GBW10020) 对实验数据进行质量控制 土壤标准物质(GBW07405) 的总汞测定值为 0.28 ± 0.01 mg·kg¹(n=3) 参考值为 0.29 ± 0.04 mg·kg¹。植物标准物质(GBW10020) 的总汞测定值为 0.14 ± 0.01 mg·kg¹(n=3) 参考值为 0.15 ± 0.02 mg·kg¹。

1.5 数据分析

采用 SPSS 17.0 软件对对照和硫代硫酸铵处理后汞含量差异进行显著性分析(文中*,**分别表示: $p < 0.05 \ p < 0.01$),用 Origin 8.0 对植物生物量、植物汞含量和土壤汞形态分布比例进行绘图。植物根系和地上部分对土壤总汞和生物有效态汞的生物富集 系数分别用 $BAF_{\textit{e}}$ 和 $BAF_{\textit{e}}$ 和 $BAF_{\textit{e}}$ 表示。 $BAF_{\textit{e}}$ = 植物体汞含量/土壤总汞含量; $BAF_{\textit{e}}$ = 植物体汞含量/土壤生物有效态汞含量。

2 结果(Results)

2.1 植物生物量

对照组植物,每平米可分别收获约 15 和 130 g 根系和地上部分。硫代硫酸铵处理植物,每平米可分别收获约 18 和 190 g 根系和地上部分(图 1)。硫代硫酸铵处理植物根系和地上部分生物量要高于对照组小区,说明土壤加入硫代硫酸铵后,能在一定程度上促进黄平大黄油菜生长。

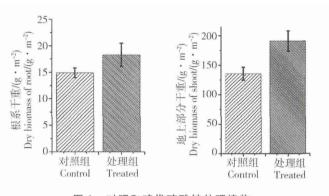


图 1 对照和硫代硫酸铵处理植物 根系和地上部分生物量

Fig. 1 The dry biomass of root and shoot of control and thiosulphate treated plant

2.2 植物对汞的富集

对照区黄平大黄油菜根系和地上部分总汞含量分别为 0.02 mg·kg¹和 0.04 mg·kg¹(图 2) 植物提取效率低。硫代硫酸铵处理后,植物体汞含量大幅度增加,根系和地上部分汞含量分别达 12 mg·kg¹和 10 mg·kg¹,分别是对照区植物的 600 和 250 倍。可见,施用硫代硫酸铵能极大促进黄平大黄油菜对土壤汞吸收。表 1 为对照和硫代硫酸铵处理植物的生物富集系数。对照组植物总汞和生物有效态汞(溶解态和可交换态+特殊吸附态)的生物富集系数分别为 0.002~0.003 和 0.003~0.005 硫代硫酸铵处理后,黄平大黄油菜对土壤总汞和生物有效态汞的生物富集系数显著增加,分别为 0.9~1.2 和 15~19,说明硫代硫酸铵处理后土壤生物有效态汞能被植物有效富集在其体中。

2.3 土壤汞含量及汞形态

修复前后土壤总汞及不同形态汞含量变化特征 见表 2。可以看出 与修复前土壤相比 ,对照区土壤 总汞含量无明显变化。虽然硫代硫酸铵处理小区土 壤总汞含量平均值略有降低 ,但在统计学上无显著 差异(p > 0.05)。

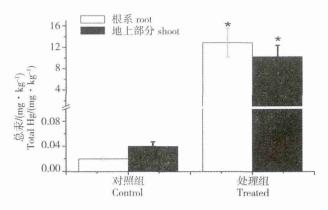


图 1 对照和硫代硫酸铵处理植物根系和 地上部分汞含量,* p < 0.05

Fig. 1 The Hg concentrations in the root and aboveground tissues of control and thiosulphate treated plant, * p < 0.05

表 1 对照和硫代硫酸铵处理植物对 土壤总汞和生物有效态汞的生物富集系数

Table 1 The bioaccumulation factor (BAF) of control and thiosulphate treated plant for soil total Hg and bioavailable Hg

部位 Parts	BAF点表	BAF 生物有效态表	
对照 根系	0.002 ± 0.0004	0.003 ± 0.0001	
Control root	0.002 ± 0.0004		
对照 地上部分	0.003 ± 0.0003	0.005 ± 0.0005	
Control Shoot	0.003 ± 0.0003		
处理 根系	1.2 ± 0.19**	19 ± 23**	
Treated root	1.2 ± 0.19	19 ± 23	
处理 地上部分	0.9 ± 0.07**	15 ± 17**	
Treated shoot	0.9 ± 0.07	13 ± 17	

** :p < 0.01.

表 2 修复前后土壤总汞和不同形态汞含量变化特征

Table 2 The change of concentration of total Hg and different mercury fractionations in soil before and after remediation

项 目 Item	修复前 Before remediation	修复后-对照 After remediation-control	修复后-处理 After remediation-treated
溶解态与可交换态/(mg·kg ⁻¹) soluble and exchangeable /(mg·kg ⁻¹)	0.02 ± 0.01	0.02 ± 0.01	0.06 ± 0.01*
特殊吸附态/(mg·kg ⁻¹) Specifically sorbed /(mg·kg ⁻¹)	0.01 ± 0.001	$0.003 \pm 0.001^*$	0.01 ± 0.01
铁锰氧化态/(mg·kg ⁻¹) Fe/Mn oxide bound /(mg·kg ⁻¹)	0.003 ± 0.0001	$0.006 \pm 0.001^*$	0.003 ± 0.0001
有机结合态/(mg·kg ⁻¹) Organic bound/(mg·kg ⁻¹)	8.5 ± 1.5	9.7 ± 2	1.3 ± 0.7*
残渣态/(mg·kg ⁻¹) Residual/(mg·kg ⁻¹)	5.2 ± 1	4.7 ± 1.4	11 ± 3.8*
总汞/(mg·kg ⁻¹) Total Hg /(mg·kg ⁻¹)	13.7 ± 0.5	14.4 ± 3.4	12.3 ± 4.5

* : p < 0.05.

利用连续化学浸提法分析了修复前后土壤汞形态 变化特征。从表2可以看出,试验区土壤中汞主要以 有机结合态和残渣态为主。与修复前土壤相比 对照 区土壤特殊吸附态汞含量显著降低 铁锰氧化态汞含 量显著增加 溶解态与可交换态、有机结合态和残渣态 汞含量无显著变化(p > 0.05)。与对照区土壤不同, 硫代硫酸铵处理小区土壤特殊吸附态和铁锰氧化态汞 含量无明显变化 有机结合态汞含量显著降低(p<0. 05) 而残渣态汞和溶解态与可交换态汞含量显著增加 (p<0.05)。由图3可知,有机结合态汞比例减少了 51.3% 残渣态汞比例增加了50.8% 溶解态与可交换 态汞比例增加了约0.4%。可见 硫代硫酸铵辅助植物 提取后 土壤汞形态分配比例发生显著变化 大部分有 机结合态汞转化成残渣态汞 少部分转化成溶解态与 可交换态汞。以上结果说明有机结合态汞转化成溶解 态与可交换态汞后可能被植物吸收。

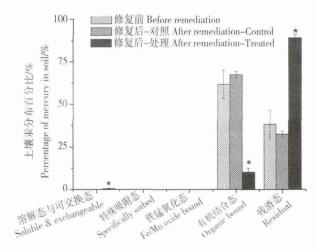


图 3 修复前后土壤汞形态分布比例变化特征 注:* p < 0.05。

Fig. 3 The change of percentage of Hg fractionation in soil before and after remediation Note: * p < 0.05.

3 讨论(Discussion)

目前,尚没有报道发现汞的超富集植物,因此添加螯合剂增加土壤汞的生物有效性成为提高植物提取效率的一个重要手段。不同学者发现碘化钾(KI)和乙二胺四乙酸(EDTA)都能在一定程度上促进植物根系对土壤汞的吸收,但是汞从根系转运到植物地上部分效率不高^[7,8]。Moreno等人^[9]报道硫代硫酸铵不仅能促进植物根系对土壤汞的吸收而且能极大促进根系汞向地上部分转运。本研究发现在田间条件下添加硫代硫酸铵能显著提高黄平大黄油菜中汞的含量以及其对土壤总汞和生物有效态汞的生物富集系数,这不仅证实了本课题组的温室试验结果^[10],而且与 Moreno 研究组和 Pedron 研究组室内研究结果一致^[9,11,12]。

土壤中不同形态汞的生物有效性由高到低依次 为: 溶解态与可交换态 > 特殊吸附态 > 铁锰氧化态 > 有机结合态 > 残渣态。溶解态与可交换态和特殊 吸附态生物有效性最高 易被植物吸收;铁锰氧化态 和有机结合态具有潜在生物有效性,能被植物吸收; 残渣态生物有效性最低 很难被植物吸收[13]。本研 究发现硫代硫酸铵诱导黄平大黄油菜修复汞污染土 壤后 能促进潜在生物有效态汞向惰性形态和生物 有效态汞转化 其中大部分有机结合态汞转化成残 渣态 仅少量汞转化为溶解态与可交换态汞。但是, 汞转化为溶解态与可交换态汞后,增加了汞的迁移 风险。Wang 等[13] 人报道硫代硫酸铵添加到土壤 后,能发生如(1)(2)的反应[14],即首先形成溶解 态的硫代硫酸汞(Hg(S₂O₃)²) 化合物(溶解态和可 交换态汞),但随时间延长硫代硫酸汞很快分解为 惰性硫化汞(HgS)。

$$Hg^{2^{+}} + 2S_{2}O_{3}^{2^{-}} = Hg(S_{2}O_{3})_{2}^{2^{-}}$$
 (1)
$$Hg(S_{2}O_{3})_{2}^{2^{-}} + H_{2}O = HgS + SO_{4}^{2^{-}} + S_{2}O_{3}^{2^{-}} + 2H^{+}$$

(2)

因此 土壤修复后残留的溶解态与可交换态汞可能会随时间延长而转化成惰性的硫化汞。通过本研究发现 在田间条件下 硫代硫酸铵辅助黄平大黄油菜修复汞污染土壤能通过降低有机结合态汞含量而降低土壤汞的潜在风险。

致谢: 感谢贵州油料研究所提供供试油菜种子。

通讯作者简介: 冯新斌(1968—),男,地球化学博士,研究员,主要研究方向为表生环境中汞的地球化学循环,发表学术论文140余篇。

参考文献:

- [1] 瞿丽雅,付舜珍,刘鹂,等. 汞污染土壤的改善研究[J]. 贵州师范大学学报: 自然科学版,2004,22 (2): 49-51
 - Qu L Y, Fu S Z, Liu P, et al. A study on the soil improvement polluted by mercury [J]. Journal of Guizhou Normal University (Natural Sciences), 2004, 22(2): 49-51 (in Chinese)
- [2] 林凯. 严重汞污染土壤汞的淋溶特征及其淋洗修复研究[D]. 贵州大学硕士论文,2009,贵阳
 - Lin K. The study of leaching characteristics and leaching remediation of heavily mercury contaminated soil [D]. The Master Thesis for Guizhou University, 2009, Guiyang (in Chinese)
- [3] 金桂文,冀秀玲,卢静,等. 汞污染地区粮食对大鼠脑组织氧化损伤影响[J]. 环境科学与技术, 2005,28(4):10-12
 - Jin G W , Ji X L , Lu J , et al. Study of oxidation injury on rat brain exposed by mercury contamianted rice [J]. Environmental Science and Technology , 2005 , 28 (4): 10-12 (in Chinese)
- [4] Abbas M H H , Abdelhafez A A. Role of EDTA in arsenic mobilization and its uptake by maize grown on an Aspolluted soil [J]. Chemosphere , 2013 , 90: 588 594
- [5] 包正铎,王建旭,冯新斌,等.贵州万山汞矿区污染 土壤中汞的形态分布特征[J].生态学杂志,2011, 30(5):907-913
 - Bao Z D , Wang J X , Feng X B , et al. Distribution of mercury speciation in polluted soils of Wanshan mercury mining area in Guizhou [J]. Chinese Journal of Ecology , 2011 , 30 5): 907 913 (in Chinese)
- [6] 王建旭,冯新斌,商立海,等.添加硫代硫酸铵对植物修复汞污染土壤的影响[J].生态学杂志,2010,29(10):1998-2002
 - Wang J X , Feng X B , Shang L H , et al. Effects of ammonium thiosulphate amendment on phytoremediation of mercury polluted soil [J]. Chinese Journal of Ecology , 2010 , 29(10): 1998 2002 (in Chinese)
- [7] Wang Y, Greger M. Use of iodide to enhance the phyto-extraction of mercury-contaminated soil [J]. Science of the Total Environment, 2006, 368: 30 39
- [8] Smolinska B, Cedzynska K. EDTA and urease effects on Hg accumulation by Lepidium sativum [J]. Chemosphere, 2007, 69: 1388-1395
- [9] Moreno F N, Anderson C W N, Stewart R B, et al. Meech, Induced plant uptake and transport of mercury in the presence of sulphur-containing ligands and humic acid [J]. New Phytologist, 2005, 166: 445-454
- [10] Wang J X , Feng X B , Anderson C W N , et al. Ammonium thiosulphate enhanced phytoex-

- traction from mercury contaminated soil-Results from a greenhouse study [J]. Journal of Hazardous Materials , 2011 , 186: 119 127
- [11] Moreno F N , Anderson C W N , Stewart R B , et al. Effect of thioligands on plant-Hg accumulation and volatilisation from mercury-contaminated mine tailings [J]. Plant and Soil , 2005 , 275: 233 246
- [12] Pedron F, Petruzzell G, Barbafier M et al. Remediation of a mercury-contaminated industrial soil using bioavailable contaminant stripping

- [J]. Pedosphere , 2013 , 23: 104 110
- [13] Wang J X , Feng X B , Anderson C W N , et al. Thiosulphate-induced mercury accumulation by plants: metal uptake and transformation of mercury fractionation in soil results from a field study [J]. Plant and Soil , 2014 , 375: 21 33
- [14] Ullah M B. Mercury stabilization using thiosul-phate and thioselenate [D]. Thesis for University of British Columbia, 2008, Vancouver

德国制定战略评估 REACH 法规涵盖的混合物

2014 年 8 月 28 日 来源: 德国联邦环境署

根据德国联邦环境署发布的一份报告 需要为混合物的环境风险评估制定优先次序确定标准; 环境署的这份报告专注于工业级混合物 即 由配方设计商有意设计供在水系统中使用的混合物。

鉴于现有工业级混合物的数量很多,为它们的风险评估确定优先次序"至关重要",环境署表示。确定优先物质的一种方法是使用混合物评估触发物质(MATS),它建议。这些物质构成关注,因为他们已经以"相关"浓度出现在环境中。含有某种混合物评估触发物质的混合物将被自动提交进行风险评估。另一建议是基于用途或暴露等具体性质来确定"优先混合物"。

该报告涵盖了环境署的一项叫作 4M 的关于混合物的长期项目 ,并讨论了如何依据 REACH 法规进行评估。环境署开发了一种分级式方法 ,并建议使用这种方法 ,还建议配方设计商对这种方法进行进一步开发。

在第一级,通过为组合物质计算一项预测有影响浓度/预测无影响浓度比(PEC/PNEC),或者叫风险表征比,来描述构成的风险。将一种混合物中包含的所有物质的风险表征比相加得到一个危害指数,指数值低于1表示混合物不对环境构成一项风险。

第二级引发一项更加详细的评估,而第三级和第四级则引入关于危害的"更复杂要素",比如 利用作用方式信息。可公开获得的预测无影响浓度 (PNEC) 值只能用于第一级计算,该报告写道。在更高层级的更准确计算需要关于生物体的特定级别的生态毒性数据,以及专业知识。

提议的分级式方法需要进行进一步试验,以获得关于该方法对于真实工业级混合物的应用的经验。它还指出了依据 REACH 法规对它们进行的风险评估的当前局限性。这些局限性包括,由 REACH 风险评估工具产生的物质暴露水平(PECs)"非常粗糙"。此外,还存在合适的数据在整个供应链中的可用性不一致的情况,它补充道。

该报告的标题为《环境中的混合物——为 REACH 法规所涵盖化学品的规制制定评估策略》。

引自《化学品安全信息周报》2014 年第 36 期总第 300 期(中国检验检疫科学研究院化学品安全研究所编译)

http://www.chinachemicals.org.cn/reported_detail.aspx?contentid=312&ClassID=230