

DOI: 10.7524/j.issn.0254-6108.2016.07.2015112409

周建强, 刘晓玲, 韩君, 等. 基于植物仿生的土壤重金属污染原位自持修复技术[J]. 环境化学, 2016, 35(7): 1398-1406

ZHOU Jianqiang, LIU Xiaoling, HAN Jun, et al. Soil heavy metal pollution *in situ* remediation technique-based on plant evapotranspiration bionic development[J]. Environmental Chemistry, 2016, 35(7): 1398-1406

基于植物仿生的土壤重金属污染原位自持修复技术*

周建强^{1,2} 刘晓玲³ 韩君⁴ 徐愿坚^{1,2**}

(1. 中国科学院重庆绿色智能技术研究院, 三峡生态环境研究所, 中国科学院水库水环境重点实验室, 重庆, 401122;
2. 中国科学院大学, 北京, 100049; 3. 重庆市中药研究院, 重庆, 400065; 4. 北京新源国能科技集团股份有限公司, 北京, 100016)

摘 要 采用基于植物仿生的重金属污染土壤原位自持修复技术, 研究该方法对重金属污染土壤的修复能力, 同时研究活性炭比例、填料装填方式、装置高度和“叶片”材质等 4 种因素对植物仿生装置修复效率的影响。结果表明, 通过植物仿生修复重金属污染土壤中 Cr、Ni、Zn 和 Fe 的降低率分别为 12.8%、4.1%、27.6% 和 16.8%, 证明了植物仿生修复技术的可行性。活性炭比例、填料装填方式、装置高度和“叶片”材质等 4 种因素都对植物仿生装置的修复效率存在一定的影响。其中, 管件的高度与修复装置蒸发速率呈负相关性, 修复装置越高蒸发速率越慢; 增加活性炭的量对装置蒸发速率的影响不明显, 模拟“叶片”的材料对蒸发速率大小的影响顺序为: 玻璃纤维丝>玻璃纤维布>棉纱, 蒸发速率分别为: 100.1 g·d⁻¹、64.8 g·d⁻¹ 和 61.6 g·d⁻¹。

关键词 植物仿生, 蒸腾, 土壤, 重金属, 修复。

Soil heavy metal pollution *in situ* remediation technique-based on plant evapotranspiration bionic development

ZHOU Jianqiang^{1,2} LIU Xiaoling³ HAN Jun⁴ XU Yuanjian^{1,2**}

(1. Key Laboratory of Reservoir Aquatic Environment, Division of Ecological & Environmental Research on the Three Gorges, Chongqing Institute of Green and Intelligent Technology, Chinese Academy of Sciences, Chongqing, 401122, China;
2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing, 100049, China; 3. Chongqing Academy of Chinese Materia Medica, Chongqing, 400065, China; 4. Beijing E&E Technologies Group Corporation Limited, Beijing, 100016, China)

Abstract: Remediation of heavy metal contaminated soils was studied in this article, using the *in situ* remediation technique based on phyto-mimic method. Results showed that the reduction rate for heavy metals of Cr, Ni, Zn and Fe were 12.8%, 4.1%, 27.6% and 16.8%, respectively. Four factors including the proportion of activated carbon, the loading mode of filler, the height of the device and the nature of “blade” material were studied regarding the remediation efficiency. The height and the rate of evaporation showed a negative correlation with the remediation device, higher device decreased the evaporation rate. The effect of activated carbon amount on evaporation rate of the device is not obvious. The order of evaporation rate with different “blade” simulating materials was Glass fiber yarn > glass fiber cloth > cotton yarn, and the evaporation rates were 100.1 g·d⁻¹, 64.8 g·d⁻¹ and 61.6 g·d⁻¹, respectively.

Keywords: phyto-mimic, transpiration, soil, heavy metals, remediation.

2015 年 11 月 24 日收稿 (Received: November 24, 2015).

* 重庆市应用开发计划项目 (CSTC2014yykfC10004) 和重庆市国土局科技计划项目 (CQGT-KJ-2015022) 资助。

Supported by Chongqing Application Development Project (CSTC2014yykfC10004) and Chongqing Land Bureau of Science and Technology project (CQGT-KJ-2015022).

** 通讯联系人, 电话: 15923365993, E-mail: xuyuanjian@cigit.ac.cn

Corresponding author, Tel: 15923365993, E-mail: xuyuanjian@cigit.ac.cn

土壤是人类赖以生存和发展的重要自然资源,也是动物、植物以及微生物共同生存、生活的场所.近年来在工矿活动尤其是工业三废排放的影响下,各种外源污染物不断进入土壤生态系统,导致我国的土壤污染形势日趋严峻^[1].土壤污染不仅会严重影响和改变土壤生态功能,引起地下水污染、河流富营养化,造成农作物产量和品质的下降,而且还会通过食物链途径危害人体健康,影响社会经济可持续发展^[2-6].2014年4月,国土资源部和环境保护部发布的全国土壤污染状况调查公报显示,我国土壤环境状况总体不容乐观,部分地区土壤污染较重,耕地土壤环境质量堪忧,工矿业废弃地土壤环境问题突出,全国土壤总的超标率为16.1%^[7],因此亟需对我国当前的污染土壤进行全面修复.

目前,常见的土壤污染修复方法有物理修复、化学修复、生物修复以及联合修复.其中物理修复包括:客土法、热解析法、蒸汽浸提法等^[8-9].该方法实施方便、周期短,但工程量较大,成本较高,在一定程度上限制了其推广应用.化学修复包括:淋洗法^[10-11]、固定稳定化^[12]、离子拮抗技术^[13-14]、光催化降解技术以及电动力学修复^[15]等.化学修复技术能够有效地解决土壤污染问题,但该方法容易破坏土壤结构、特别是化学药剂的使用容易引起二次污染等问题.生物修复主要包括:植物修复、微生物修复、动物修复等^[1,16-18].生物修复具有环境友好、绿色生态的优点,解决了物理化学修复技术的不足^[19-21],但由于植物修复周期长,影响农业正常生产,同时受到气候条件和植物耐受性等条件的限制,大面积推广受到影响.

本文结合物理化学修复、植物修复、动物修复等开发出一种新型土壤修复技术——基于植物仿生的污染土壤原位自持修复技术^[22].该技术通过模拟植物蒸腾作用产生蒸腾拉力,并带动植物根系吸收土壤水分这一自然现象^[23-24],研发了基于植物仿生的污染土壤原位自持修复装置.利用该装置带动土壤溶液向装置内转移的同时,将土壤溶液中的重金属离子运输到装置内被填料吸附、固定、截留,从而降低了土壤中重金属的浓度,以达到富集固定土壤重金属的目的.本文研究了各种因素对植物仿生修复技术的影响,为该项技术的应用提供科学依据.

1 材料与方 法 (Materials and methods)

1.1 供试材料

供试土样取自重庆市某废弃电镀工业园实际污染土壤,各种金属含量较高,经自然风干、去杂、磨碎后过 100 目筛,备用.其基本理化性质如表 1.

表 1 供试土壤基本理化性质

Table 1 Physicochemical properties of the studied soil

pH	有机质 Organic/ (g·kg ⁻¹)	总 P Total P/ (g·kg ⁻¹)	Zn/ (mg·kg ⁻¹)	Cd/ (mg·kg ⁻¹)	Cr/ (mg·kg ⁻¹)	Ni/ (mg·kg ⁻¹)	Fe/ (mg·kg ⁻¹)	Mn/ (mg·kg ⁻¹)
4.8	6.3	67.6	394.8	0.8	2556.9	122.3	68695.9	253.2

根据土壤的 pH 值和土壤中重金属的含量可知,供试土壤中重金属 Zn、Cr 和 Ni 分别超过国家土壤环境质量标准(GB15618—1995)二级标准的 1.97 倍、10.2 倍(水田)、21.2 倍和 3.1 倍.Fe 作为植物生长的有益元素并不属于重金属污染的范畴,但供试土壤中 Fe 元素含量很高,变化较明显,可以很明显反映基于植物仿生的原位自持修复技术的有效性,所以将 Fe 元素也作为测定元素之一.

供试植物仿生修复装置为实验室内自己制作完成,插入土壤深度为 15 cm.

供试试剂均选用分析纯.供试填料中活性炭、硅藻土等均为市售,试验测定其各种重金属背景值.

1.2 修复装置

图 1 为植物蒸腾作用和该修复装置的作用原理示意图,植物仿生装置主要由主体、填料、蒸发器和配件等部分组成.本试验中主体为可循环利用的 PVC 管;吸附剂填料采用比表面积较大、吸附性能较好的粘土矿物按照一定的比例混合制成,主要作用是吸附、截留在“蒸腾拉力”带动下通过修复装置内的重金属离子.“蒸腾拉力”的产生主要依赖于顶部蒸发器,蒸发器安装于装置顶端,且贯穿整个修复装置,其主要材料多采用具有较大比表面积的纤维制品,作用是促使土壤溶液和水分在蒸发作用的带动下从主体管底部向蒸发器迁移扩散.

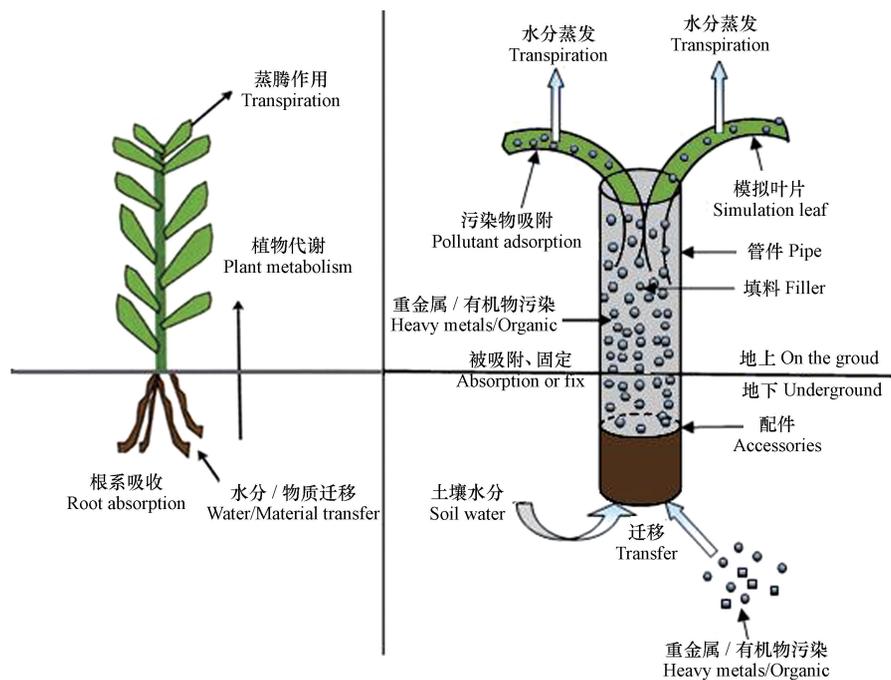


图1 植物蒸腾作用与基于植物仿生的污染土壤原位自持修复装置的作用原理示意图

Fig.1 Illustration of Plant transpiration and phyto-mimic *in situ* self-sustaining remediation technique

1.3 试验设计

试验共设计4组因素,以此比较它们对修复装置性能的影响,从而对修复装置进行改进优化。(1)活性炭比例:试验采用混合填料作为基础填料,主要成分为硅藻土、高岭石等粘土矿物的混合物,在此基础上增加50%的活性炭含量,考察活性炭比例对填料性能的影响。(2)装填方式:填料的装填采用湿法装填,此外,对混合填料和蛭石的分层装填方式也进行了验证。试验设计中处理5为下层混合填料,上层蛭石。试验设计中处理6为下层蛭石,上层混合填料。(3)管件高度:分别设计10 cm、20 cm和50 cm等3个管件高度进行考察。(4)“叶片”材质选择:主要采用棉纱、玻璃纤维布和玻璃纤维丝等3种材料。

按照试验设计,制作不同的管件修复装置,利用盆栽试验考察不同装置的水分蒸发速率和土壤修复效果。供试土壤装入塑料盆(盆高28 cm、直径35 cm),每盆装土6 kg。植物仿生修复装置(高30 cm、直径5 cm)装填混合填料250 g。将修复装置插入污染土壤后加水,保持盆栽土壤表面始终处于湿润状态,用保鲜膜沿盆沿封口,仅保留修复装置蒸发器部分与空气接触,放入30℃的人工气温箱里,每天称重、记录水分的蒸发量,计算每日的水分蒸发率。表2为修复装置性能优化试验方案设计。

表2 试验方案设计

Table 2 Experimental design

处理 Treatment	活性炭 Active carbon	装填方式 Filling method	高度 Height/cm	“叶片”材质 Leaf material
1	不加	不分层	20	棉纱
2	添加	不分层	10	棉纱
3	添加	不分层	20	棉纱
4	添加	不分层	50	棉纱
5	不加	分层	20	棉纱
6	不加	分层	20	棉纱
7	不加	不分层	20	玻璃纤维布
8	不加	不分层	20	玻璃纤维丝

试验结束后分别取土壤、填料以及“叶片”样品,分析土壤重金属的含量,填料富集重金属的浓度及模拟“叶片”吸附重金属的量,由此来确认修复装置的实际修复效果。

1.4 样品的采集与处理

土壤样品采用对五点法取样,取样深度为 10—15 cm.土壤总量采用王水-高氯酸消解法.称取土壤 0.5000 g,加王水 8 mL、过夜,140—170 °C 加热消解至消解液为 2 mL 左右,冷却至室温后加入高氯酸 3 mL,继续加热(从 140 °C 到 220 °C)直至土壤消解至灰白色,消解液透明澄清为止,取下冷却,用超纯水过滤定容至 50 mL 的容量瓶中,用普析 TAS-990 原子吸收仪测定土壤样品中 Cr、Ni、Zn 及 Fe 的含量.

模拟“叶片”的测定采用硝酸浸提的方法,试验结束后的模拟“叶片”经干燥、粉碎后,取混合样品 2—3 g 用 1 mol·L⁻¹的 HNO₃溶液浸泡清洗,然后将浸出液定容至 50 mL,利用原子吸收仪测定浸出液中 Cr、Ni、Zn 及 Fe 的含量.

试验数据经 Excel 软件整理、作图,用 SPSS.19 进行统计分析.

2 结果与讨论(Results and discussion)

2.1 修复装置性能优化

2.1.1 修复装置水分蒸发量的变化

植物仿生修复的原理就是通过模拟植物的蒸腾作用来带动土壤溶液中重金属的迁移,进一步被填料吸附固定,从而达到修复的目的.因此,植物仿生装置中水分的蒸发速率对于土壤重金属污染修复效率有着重要的作用.通过考察不同填料组成下水分的蒸发速率,对挑选适合的填料至关重要.试验 8 种处理情况下,水分的蒸发情况如图 2 所示.

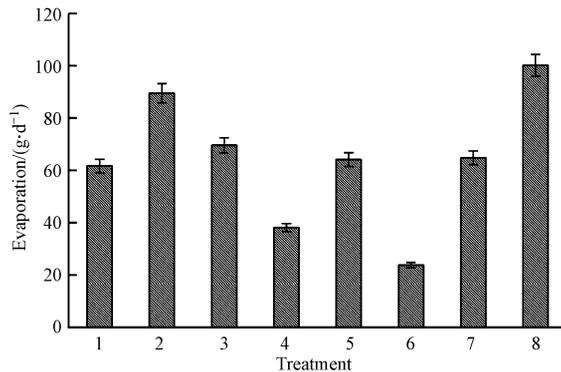


图 2 水分蒸发量

Fig.2 The evaporation of water

由图 2 中可以看出,不同处理下,修复装置对水分的蒸发速率有着很大的影响.最低的处理下每天蒸发 20.2 g 水,最高的每天蒸发 100.1 g 水,平均水分蒸发率为 56.5 g·d⁻¹.随着水分的蒸发,土壤中的可溶性重金属会随着水分运移,通过植物仿生装置后部分被填料所吸附、固定.植物仿生修复装置中水分经土壤→吸附填料→模拟“叶片”→大气,这一过程就是仿照植物的生理过程中根对水分的吸收,再经蒸腾到大气中设计的.

2.1.2 四组因素影响下修复装置水分蒸发量的变化

图 3 为活性炭比例、装填方式、管件高度和模拟“叶片”的材质四组因素影响下修复装置水分蒸发量的变化情况.图 3 可见,随着修复时间的延长,水分蒸发量不断增大,基本呈线性分布.其中装填方式对修复装置蒸发速率的影响主要取决于填料分层的方式,在不分层和混合填料在下、蛭石在上的情况下,蒸发速率分别达到 61.6 g·d⁻¹和 64.1 g·d⁻¹.混合填料在上、蛭石在下的情况下的蒸发速率则为 23.7 g·d⁻¹;管件的高度与修复装置蒸发速率呈负相关性,修复装置越高蒸发速率越慢.管件高度为 50 cm、20 cm 和 10 cm 时的蒸发速率分别为 38.1 g·d⁻¹、69.6 g·d⁻¹和 89.5 g·d⁻¹;增加活性炭的量对装置蒸发速率的影响不明显,二者的蒸发速率分别为 61.61 g·d⁻¹和 69.6 g·d⁻¹.模拟“叶片”的材料对蒸发速率大小的影响顺序为:玻璃纤维丝>玻璃纤维布>棉纱,蒸发速率分别为:100.13 g·d⁻¹、64.75 g·d⁻¹和 61.61 g·d⁻¹.

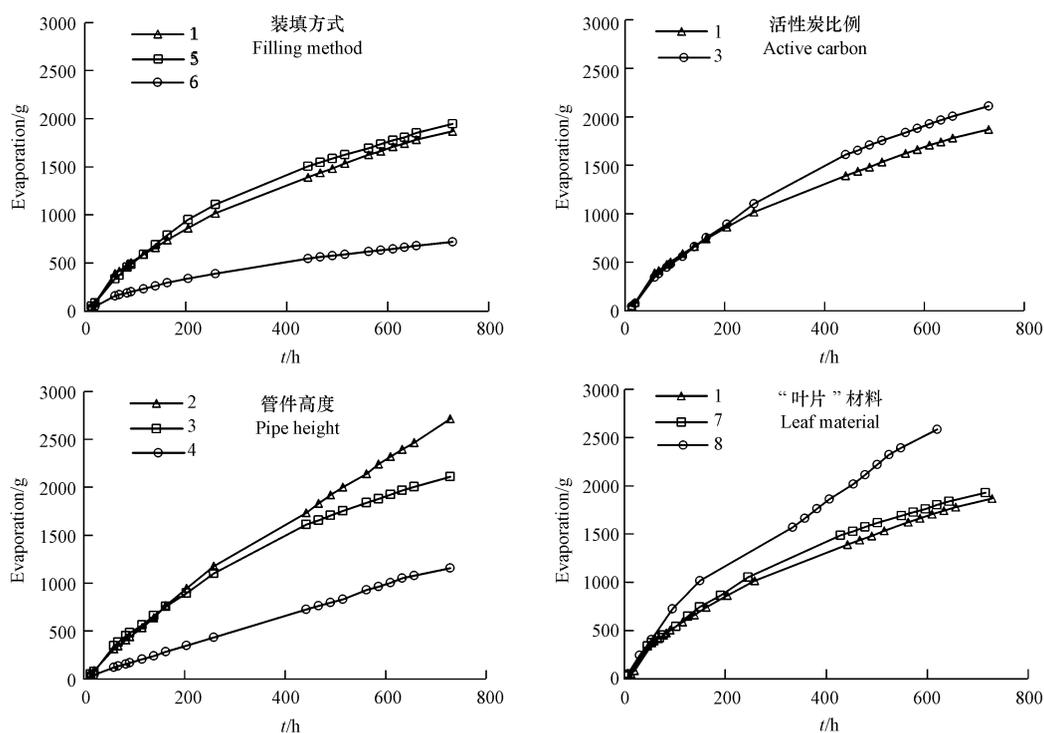


图3 装填方式、活性炭比例、管件高度、叶片材料对水分蒸发速率的影响

Fig.3 Effect of filling method, active carbon, pipe height and leaf material on the rate of evaporation

由此可见,装填方式、管件高度和模拟“叶片”材料3种因素对植物仿生装置水分蒸发速率影响较大,而增加修复装置中活性炭的比例对水分的蒸发速率影响较小。王政友^[25]研究表明,土壤水分蒸发受到土壤质地与结构、潜埋埋深、土壤色泽和表面特性等的影响。其中,土壤质地与结构关系到土壤的孔隙、数量以及连通性;潜埋埋深影响土壤含水率和水分传输路径的长短;土壤的色泽和表面特性关系到太阳能的吸收、水分的蒸发。这些对水分蒸发速率的影响机理与植物仿生修复装置中影响水分蒸发速率的管件高度和模拟“叶片”材料的影响机理是相同的。

2.2 修复效果

2.2.1 土壤重金属含量的变化

修复一个月后,取土壤样品分析土壤中4种金属Zn、Cr、Ni和Fe含量的变化,修复效果见图4。对于土壤中Zn而言,处理4情况下Zn含量降低最多,降低达29.13%。Cr的2号处理最多,达到16.35%。Ni则是1号处理情况下土壤中Ni含量下降最多,降低率达10.63%。供试土壤中的金属Fe含量很高,所以容易被吸附,导致土壤中Fe的含量有很大的降低。试验显示2号处理情况下土壤中的Fe下降最多,达到18.96%。

通过计算各种重金属下降的平均值,与对照相比,4种金属的降低率如图5所示。可见,与对照土样相比,经土壤修复装置修复后土壤中的重金属含量明显降低,其中Zn由 $394.8 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 降低到 $285.9 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,降低27.6%。但各处理之间差异并不显著。土壤中Cr由 $2556.9 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 降低到 $2229.3 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,降低12.81%。Ni由 $122.3 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 降低到 $117.2 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,降低4.14%。Fe由 $68695.9 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 降低到 $57167.6 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,降低16.8%。一个月内土壤中Zn、Cr、Ni和Fe等4种金属浓度降低的绝对值分别为 $108.9 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、 $327.6 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、 $5.1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、 $11528.4 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。植物仿生修复装置对不同的重金属离子具有不同的降低效率,这和重金属本身的性质有一定的关系,也和吸附填料的类型相关,同时与重金属的含量及饱和吸附位点密切相关。

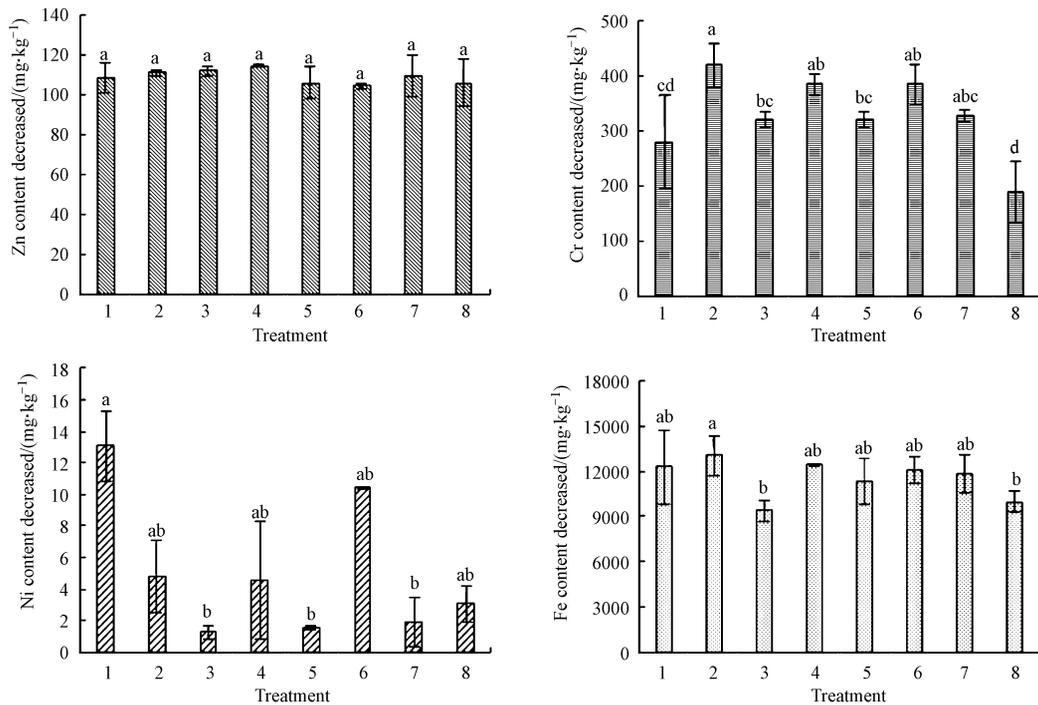


图 4 不同处理一个月后土壤重金属含量变化

Fig.4 Change of heavy metals in soil one month after different treatments

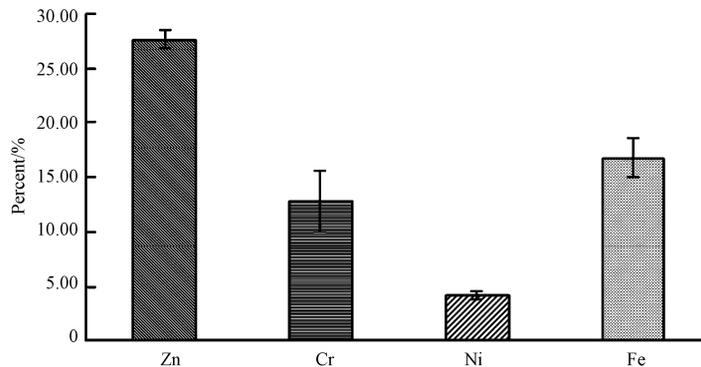


图 5 土壤中 Zn、Cr、Ni、Fe 的降低率比较

Fig.5 Comparison of the reduction rate of Fe, Cr, Ni and Zn in soil

4 种金属离子浓度不同程度的降低,主要是由于仿生装置对于重金属离子的吸附作用和吸附剂填料对不同重金属离子吸附能力的差异.植物仿生修复装置中填料吸附剂主要为黏土矿物硅藻土、海泡石和活性炭等,重金属离子主要通过与这些吸附材料之间的离子交换、静电吸附、络合吸附、配位吸附等物理化学作用机制来降低^[26].重金属复合污染土壤中,不同重金属离子间存在竞争吸附,即一种金属离子的存在会对共存的其他离子的吸附产生抑制作用^[27].Heidmann 等^[28]研究了 Cu、Pb 在高岭石上的竞争吸附,发现 Pb 的存在降低了 Cu 的吸附,且 Pb 的浓度越高,其降低的程度也就越大.刘继芳等^[29]研究发现在竞争条件下,与非竞争相比 Cu 和 Cd 的吸附量均有明显的降低,这主要是因为总的吸附位点是一定的,离子间对吸附位点的竞争使得吸附量降低.所以当 Zn、Cr、Ni 和 Fe 共存时会在吸附剂上相互制约,存在竞争吸附,吸附量的多少直接与竞争能力和吸附位点相关.污染土壤中 Fe 的含量是导致其它重金属降低值较小的主要原因,Fe 占据了大多数的吸附位点,导致填料吸附剂没有足够的地方来吸附其它重金属.土壤中各种阳离子的交换能力顺序为 Fe^{3+} 、 Al^{3+} 、 H^{+} 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 NH_4^{+} 、 K^{+} 、 Na^{+} ,由此可见 Fe^{3+} 的交换能力很强,它在一定程度上抑制了其它离子的吸附^[30].Flogeac 等^[21]研究表明在 3 种离子共存时,重金属在法国东北部土体中的竞争吸附大小顺序为 $Cr > Cu > Zn$.Antoniadis 等^[31]研究了 Cd、Ni、Zn 在

希腊土壤中的竞争吸附特性,发现金属 Zn 的吸附能力要远远的大于 Cd 和 Ni 的吸附.这与试验中 Zn 较 Ni 更多的被吸附,Zn 的降低率较 Ni 的降低率高的结果是相同的.

2.2.2 修复装置内填料重金属含量的变化

植物仿生装置可使土壤中可溶性的重金属部分被修复装置中的填料吸附固定,另一部分则随着水分的运输迁移到模拟“叶片”部分被表面吸附.图 6 为修复 1 个月后装置中填料重金属含量的变化.

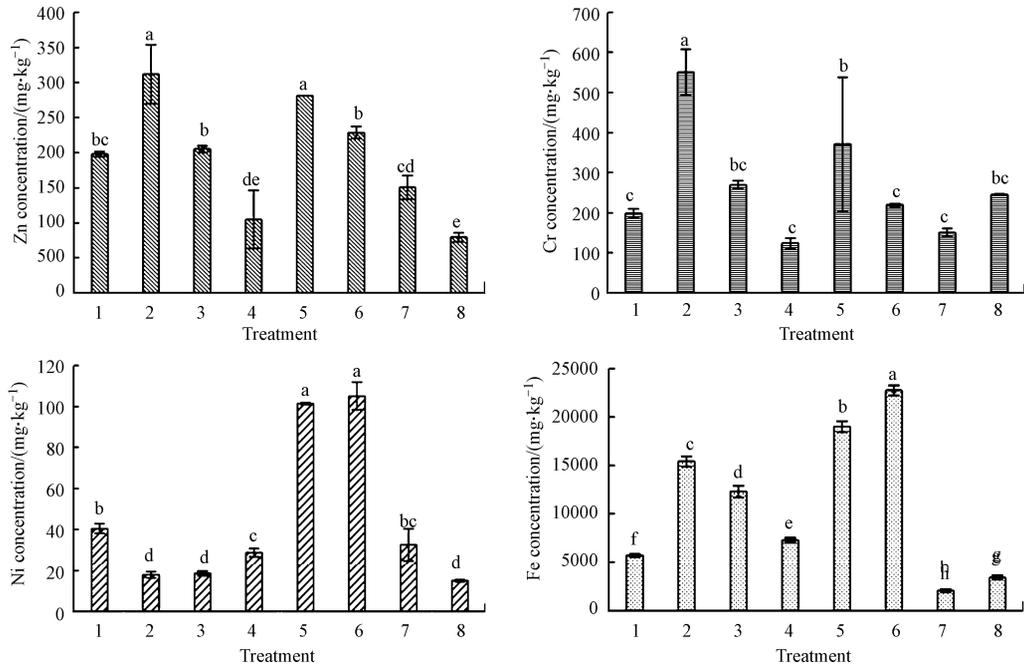


图 6 不同处理下填料吸附重金属含量

Fig.6 Adsorption of heavy metals by the filler in different treatments

由试验结果可知,填料对 Zn、Cr、Ni 和 Fe 等 4 种重金属的富集量分别为 $194.96 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、 $266.24 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、 $44.96 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $10989.26 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. 填料中 Fe 的含量最高,Cr 和 Zn 含量次之,Ni 的含量最低.可见,填料对不同重金属的吸附量间存在明显差异,这与填料吸附剂的种类、土壤重金属种类、金属离子之间的竞争作用和吸附方式密切相关.王宜鑫等^[32]研究了钠基膨润土、膨胀蛭石和沸石 3 种黏土矿物对 Cd^{2+} 的吸附效果,结果显示,在较低矿物投加量条件下,其对 Cd^{2+} 的吸附能力从大到小依次为钠基膨润土、沸石和膨胀蛭石.张金池等^[33]研究了重金属 Cu、Pb、Cd 和 Ni 在膨润土中的吸附特征,发现膨润土对 4 种金属的吸附能力大小顺序为 Pb^{2+} 、 Cu^{2+} 、 Ni^{2+} 和 Cd^{2+} .刘娟娟等^[34]研究了高岭石和蒙脱石两种黏土矿物对单一 $\text{Cu}(\text{II})$ 溶液及 $\text{Cu}(\text{II})$ — $\text{Cr}(\text{VI})$ 复合溶液中 $\text{Cu}(\text{II})$ 的吸附机制,发现高岭石对 $\text{Cu}(\text{II})$ 的吸附符合 Freundlich 方程,说明高岭石表面有多种能量不一致的吸附位点,即为不均匀表面.而蒙脱石对 $\text{Cu}(\text{II})$ 的吸附符合 Langmuir 方程,说明其为单层分子吸附,即化学吸附.高岭石和蒙脱石对 $\text{Cu}(\text{II})$ 的吸附能力为, $Q_{\text{蒙脱石}} > Q_{\text{高岭石}}, Q_{\text{单一-Cu}} > Q_{\text{Cr-Cu复合}}$.由此可见,吸附剂填料中各种混合黏土矿物、金属离子种类、竞争吸附作用和吸附方式等因素都会影响填料对重金属离子的吸附和富集作用.

从图 6 可以看出,同种金属在不同的处理情况下,填料对它们的吸附也存在着差异.2 号和 5 号处理下填料富集 Zn 和 Cr 的量较高,5 号和 6 号处理下填料富集 Ni 和 Fe 的量较高,5 号处理对于各种金属都有较好的吸附性能,是适用于植物仿生修复装置的一种较为理想处理.不同处理下,同种重金属吸附性能的差异也表明了活性炭比例、装填方式、管件高度和模拟“叶片”的材质这四组因素对植物仿生修复装置的性能存在影响.

2.2.3 模拟“叶片”中重金属含量的变化

试验中污染土壤的重金属主要通过两种途径降低,一是植物仿生修复装置中的填料对重金属的吸附作用,二是未经填料截留或填料吸附饱和后的重金属通过水分运输转移到模拟“叶片”上并被富集.因此,试验同样测定了模拟“叶片”中重金属含量的变化,结果见表 3.

表 3 模拟“叶片”中重金属含量

Table 3 Heavy metal content in the simulated blades

处理 Treatment	Zn/ ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	Cr/ ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	Ni/ ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	Fe/ ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)
1	181.1	30.4	63.1	10258.4
2	144.4	36.8	90.1	5766.7
5	11.4	27.4	29.8	7307.5
7	18.1	18.0	28.3	5627.1
8	114.9	70.1	38.9	4719.2
对照	棉纱	4.0	4.0	190.3
	玻璃纤维丝	3.1	3.8	81.3

由表 3 可以看出,模拟“叶片”中富集了较多的重金属,不同处理下叶片中吸附的重金属各不相同,其中,Zn、Cr、Ni 和 Fe 在模拟叶片最大吸附量分别为 $181.1 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、 $70.1 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、 $90.1 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $10258.4 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$.可见,植物仿生装置的模拟“叶片”同样能够吸附土壤中的重金属.试验表明模拟“叶片”不仅在土壤水分蒸发和土壤溶液中重金属运移方面具有重要作用,而且能够富集未被填料吸附的重金属,该部分在植物仿生修复装置中具有不可替代的作用.

3 结论 (Conclusion)

(1) 利用植物仿生修复技术有效地降低了土壤中的 Zn、Cr、Ni 和 Fe 含量,对于不同金属植物仿生修复的修复效率各不相同.一个月内土壤中 Zn、Cr、Ni 和 Fe 等 4 种金属浓度降低的绝对值分别为 $108.9 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、 $327.6 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、 $5.1 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、 $11528.4 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$.

(2) 活性炭比例、填料装填方式、装置高度和“叶片”材质等 4 种因素对植物仿生装置修复效率都存在一定影响.

(3) 修复装置中的模拟“叶片”在土壤水分蒸发、可溶性金属的传输和土壤重金属的富集等方面具有重要作用.

参考文献 (References)

- [1] 骆永明.污染土壤修复技术研究现状与趋势[J]. 化学进展, 2009, 21(2/3): 558-565.
LUO Y M. Current research and development in soil remediation technologies[J]. Progress In Chemistry, 2009; 21(2/3): 558-565 (in Chinese).
- [2] 徐磊,周静,崔红标,等.重金属污染土壤的修复与修复效果评价研究进展[J]. 中国农学通报, 2014, 30(20): 161-167.
XU L, ZHOU J, CUI H B, et al. Research progress in remediation and its effect evaluation of heavy metal contaminated soil [J]. Chinese Agricultural Science Bulletin, 2014, 30(20): 161-167 (in Chinese).
- [3] FRIESEL W, Friedl J, Platzer K. Remediation of contaminated agricultural soils deal a former Pb-Zn smelter in Austria; Batch potand field experiments[J]. Environmental Pollution, 2006, 144(1): 40-50.
- [4] VAZQUEZ S, AGHA R, GRANADO A. Use of white Lupin plant for phytostabilization of Cd and As polluted acid soil[J]. Water Air and Soil Pollution, 2006, 177: 349-365.
- [5] 韩君,徐应明,温兆飞,等.重庆某废弃电镀工业园农田土壤重金属污染调查与生态风险评价[J]. 环境化学, 2014, 33(3): 1-8.
HAN J, XU Y M, WEN Z F, et al. Investigation and ecological risk assessment of heavy metal pollution in agriculture soil of an abandoned electroplating industrial park of Chongqing, China[J]. Environmental Chemistry, 2014, 33(3): 1-8 (in Chinese).
- [6] 崔岩山,陈晓晨.土壤中镉的生物可给性及其对人体的健康风险评估[J]. 环境科学, 2010, 31(2): 403-408.
CUI Y S, CHEN X C. Bioaccessibility of soil cadmium and its health risk assessment[J]. Environmental Science, 2010, 31(2): 403-408 (in Chinese).
- [7] 环境保护部和国土资源部. 全国土壤污染状况调查公报 [Z]. 2014-4-17. <http://www.zhb.gov.cn/gkml/hbb/qt/201404/W020140417558995804588.pdf>
- [8] SEIBERT J J, KUNKEL A M, ELLIOTT L J, et al. Remediation of elemental mercury using in situ thermal desorption (ISTD) [J]. EnvironSci Technol, 2006, 40(7): 2384-2389.
- [9] CANADAS I, NAVARRO A, MARTINEZ D, et al. Application of solar thermal desorption to remediation of mercury-contaminated soils [J]. Soil Energy, 2009, 83(8): 1405-1414.
- [10] LESTAN D, POECIEHA M. Using electrocoagulation for metal and chelant separation from washing solution after EDTA leaching of Pb, Zn

- and Cd contaminated soil.[J]. J Hazard Mater, 2010, 174(1-3): 670-678.
- [11] LESTAN D, UDOVIC M. Fractionation and bioavailability of Cu in soil remediated by EDTA leaching and processed by earthworm (*Lumbricus terrestris* L.)[J]. Environ Sci Pollut Res, 2010, 17(3): 561-570.
- [12] 韩君,梁学峰,徐应明,等.黏土矿物原位修复镉污染稻田及其对土壤氮磷和酶活性的影响[J].环境科学学报,2014,34(11): 2853-2860.
- HAN J,LIANG X F,XU Y M,et al. In-situ remediation of Cd-polluted paddy soil by clay minerals and their effects on nitrogen phosphorus and enzymatic activities[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2014, 34(11): 2853-2860 (in Chinese).
- [13] WEI C FENG R,TU S,et al. Effects of Se on the uptake of essential elements in *Pteris vittata* L.[J]. Plant and Soil, 2009, 325(1-2): 123-132.
- [14] 周启星. 污染土壤修复的技术再造与展望[J]. 环境污染治理技术与设备,2002,3(8): 36-40.
- ZHOU Q X. Technological reformation and prospect of contaminated soil remediation [J]. Techniques and Equipment for Environmental pollution Control, 2002, 3(8): 36-40(in Chinese).
- [15] TAKESHI KAWACHI,HIROSHI KUBO.Model experimental study on the migration behavior of heavy metals in electrokinetic remediation process for contaminated soil [J].Soil Science & Plant Nutrition,1999,45(2):259-268.
- [16] 黄益宗,郝晓伟,雷鸣,等.重金属污染土壤修复技术及其修复实践[J].农业环境科学学报,2013,32(3): 409-417.
- HUANG Y Z,HAO X W,LEI M,et al. The remediation technology and remediation practice of heavy metals-contaminated soil[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2013, 32(3): 409-417(in Chinese).
- [17] 韦朝阳,陈同斌.重金属污染植物修复技术的研究与应用现状[J].地球科学进展,2002,17(6): 833-839.
- WEI Z Y,CHEN T B. An overview on the status of research and application of heavy metal phytoremediation[J]. Advance in Earth Sciences, 2002, 17(6): 833-839(in Chinese).
- [18] 魏树和,周启星,张凯松,等.根际圈在污染土壤修复中的作用与机理分析[J].应用生态学报,2003,14(1): 143-147.
- WEI S H,ZHOU Q X,ZHANG K S,et al. Roles of rhizosphere in remediation of contaminated soils and its mechanisms[J]. Chinese Journal of Applied Ecology,2003, 14(1): 143-147(in Chinese).
- [19] GLICK B R. Phytoremediation: Synergistic use of plants and bacteria to clean up the environment [J]. Biotechnol Adv, 2003, 21: 383-393.
- [20] 马莹,骆永明,滕应,等.内生细菌强化重金属污染土壤植物修复研究进展[J].土壤学报,2013,50(1): 195-202.
- MA Y,LUO Y M,TENG Y,et al. Effects of endophytic bacteria enhancing phytoremediation of heavy metal contaminated soils[J]. ACTA PEDOLOGICA SINICA,2013, 50(1): 195-202(in Chinese).
- [21] GUILLON E FLOGEAC K, Aplincourt M Competitive sorption of metal ions onto a north-eastern France soil. Isotherms and XAFS studies [J]. Geoderma 2007, 139: 180-189.
- [22] 徐愿坚,韩君,杨舒,等.基于植物仿生的污染土壤原位自持修复装置和方法;中国,201410001839.7[P]. 2014.01.02.
- [23] 吴国辉,刘福娟.植物的蒸腾作用分析[J].农机化研究,2004,5: 287.
- [24] 董泽军.植物蒸腾作用高速率之原因[J].中国农学通报,2010,26(21): 131-135.
- DONG Z J. A primary discussion on high velocity of plant transpiration[J]. Chinese Agricultural Science Bulletin,2010,26(21): 131-135 (in Chinese).
- [25] 王政友.土壤水分蒸发的影响因素分析[J].山西水利,2003,2: 26-29.
- [26] 朱健,王平,罗文连,等.硅藻土吸附重金属离子研究现状及进展[J].中南林业科技大学学报,2011,31(7): 183-189.
- ZHU J,WANG P,LUO W L,et al. Present situation and development of adsorption of diatomite for heavy metal ions[J]. Journal of Central South University of Forestry & Technology,2011, 31(7): 183-189(in Chinese).
- [27] 林青,徐绍辉.土壤中重金属离子竞争吸附的研究进展[J].土壤,2008,40(5): 706-711.
- LIN Q,XU S H. A review on competitive adsorption of heavy metals in soils[J]. Soils, 2008, 40(5): 706-711(in Chinese).
- [28] HEIDMANN I, CHRISTL I, LEU C, et al. Competitive sorption of protons and metal cations onto kaolinite: Experiments and modeling [J]. Colloid Interf Sci, 2005, 282: 270-282.
- [29] 刘继芳,曹翠华,蒋以超,等.重金属离子在土壤中的竞争吸附动力学初步研究. II.铜与镉在褐土中竞争吸附动力学[J].土壤肥料,2000,(30): 10-15.
- [30] 黄昌勇,徐建明.土壤学[M].北京:中国农业出版社,2010.09.
- HUANG C Y,XU J M. Soil Science[M]. Bei Jing: Agriculture Press of China,2010.09(in Chinese).
- [31] ANTONIADIS V, TSADILAS C D, ASHWORTH D J. Monometal and competitive adsorption of heavy metals by sewage sludge-amended soil[J]. Chemosphere, 2007, 68: 489-494.
- [32] 王宜鑫,赵斌,汤炎,等.不同粘土矿物材料对 Cd²⁺ 的吸附特征[J].安全与环境学报,2007,7(4): 58-60.
- WANG Y X,ZHAO B,TANG Y, et al. Study on the characteristic features of Cd²⁺ adsorption by different clay minerals[J].Journal of safety and Environment, 2007, 7(4): 58-60(in Chinese).
- [33] 张金池,姜姜,朱丽珺,等.粘土矿物中重金属离子的吸附规律及竞争吸附[J].生态学报,2007,27(9): 3812-3819.
- ZHANG J C,JIANG J,ZHU L J, et al. Adsorption and competitive adsorption of heavy metal ion by clay mineral [J]. Acta Ecologica Sinica, 2007, 27(9): 3812-3819(in Chinese).
- [34] 刘娟娟,梁冬丽,吴小龙,等. Cr(VI)对两种粘土矿物在单一及复合溶液中 Cu(II) 吸附的影响[J].环境科学,2014,35(1): 254-262.
- LIU J J,LIANG D L,WU X L, et al. Effect of Cr(VI) Anions on the Cu(II) adsorption behavior of two kinds of clay minerals in single and binary solution [J]. Environmental Science, 2014, 35(1): 254-262(in Chinese).