

硫肥对伴矿景天修复镉污染土壤的影响

吴佳玲, 陈喆, 游少鸿, 李茂林, 周红燕, 李侃麒, 黄晓曼

引用本文:

吴佳玲, 陈喆, 游少鸿, 李茂林, 周红燕, 李侃麒, 黄晓曼. 硫肥对伴矿景天修复镉污染土壤的影响[J]. 农业环境科学学报, 2022, 41(6): 1241–1250.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-0942>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

有机物料对镉污染酸性土壤伴矿景天修复效率的影响

邓月强, 曹雪莹, 谭长银, 孙丽娟, 蔡润众, 彭曦, 柏佳, 黄硕霏, 周青

农业环境科学学报. 2020, 39(12): 2762–2770 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0605>

不同增强试剂对二维电场下伴矿景天修复镉污染土壤的影响

樊广萍, 姚澄, 周东美, 张振华, 童非, 史高玲, 张维国, 陈未, 李江叶, 刘丽珠, 李云涛, 高岩

农业环境科学学报. 2021, 40(12): 2669–2680 <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-0398>

钝化剂处理对玉米与伴矿景天间作下植株生长及镉累积特征的影响

陈国皓, 祖艳群, 湛方栋, 李博, 李元

农业环境科学学报. 2019, 38(9): 2103–2110 <https://doi.org/10.11654/jaes.2018-1446>

间作对伴矿景天与红背桂花生长及镉锌吸收的影响

关元静, 刘鸿雁, 孙曦, 朱仁凤, 赵婕, 张亚冰, 吴龙华

农业环境科学学报. 2021, 40(2): 347–354 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0916>

不同浓度及不同来源纳米银对伴矿景天生长及重金属吸收的影响研究

王朝阳, 马婷婷, 周通, 李柱, 吴龙华, 周守标, 骆永明

农业环境科学学报. 2017, 36(2): 250–256 <https://doi.org/10.11654/jaes.2016-1039>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

吴佳玲, 陈喆, 游少鸿, 等. 硫肥对伴矿景天修复镉污染土壤的影响[J]. 农业环境科学学报, 2022, 41(6): 1241–1250.

WU J L, CHEN Z, YOU S H, et al. Phytoremediation efficiency of cadmium-contaminated arable land by planted *Sedum plumbizincicola* with sulfur fertilization[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2022, 41(6): 1241–1250.



开放科学 OSID

硫肥对伴矿景天修复镉污染土壤的影响

吴佳玲¹, 陈喆^{1,2*}, 游少鸿¹, 李茂林¹, 周红燕¹, 李侃麒¹, 黄晓曼¹

(1. 桂林理工大学环境科学与工程学院, 广西环境污染控制理论与技术重点实验室, 广西 桂林 541004; 2. 广西师范大学生命科学学院, 广西漓江流域景观资源保育与可持续利用重点实验室, 广西 桂林 541006)

摘要: 为探索穴施硫粉和硫酸亚铁肥对伴矿景天(*Sedum plumbizincicola*)修复中性Cd污染土壤的影响, 筛选不同硫肥最佳施用量以提高植物提取效率, 在阳朔县兴坪镇思的村土壤Cd全量为 $0.65 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 的农田上, 采用田间小区试验方法, 设计穴施低、中、高剂量硫粉、硫酸亚铁等7个处理, 对比监测了强化修复前后土壤pH、Cd全量、有效态Cd含量和伴矿景天生物量及Cd含量。结果表明: 与不施用硫肥的处理(CK)相比, 60 d后穴施不同硫肥处理有效降低了土壤pH, 提高了土壤有效态Cd含量, 同时有效提高了伴矿景天地上部生物量和Cd含量。通过处理效果与成本对比可知, 每公顷穴施79 kg硫粉、252 kg硫酸亚铁效果较好, 与CK相比, 土壤pH分别降低了0.94、0.67个单位, 土壤有效态Cd含量分别提高了111.5%、169.5%, 伴矿景天地上部生物量分别提高了11.9%、40.7%, 地上部Cd含量分别提高了48.5%、132.1%, 地上部Cd提取量分别提高了65.8%、226.3%。研究表明, 硫粉和硫酸亚铁肥均是伴矿景天修复中性Cd污染农田土壤的潜在强化提取剂, 且硫酸亚铁处理修复效率显著高于硫粉处理。

关键词: 穴施; 硫肥; 伴矿景天; 中性Cd污染农田

中图分类号: X53; X173 文献标志码: A 文章编号: 1672-2043(2022)06-1241-10 doi:10.11654/jaes.2021-0942

Phytoremediation efficiency of cadmium-contaminated arable land by planted *Sedum plumbizincicola* with sulfur fertilization

WU Jialing¹, CHEN Zhe^{1,2*}, YOU Shaohong¹, LI Maolin¹, ZHOU Hongyan¹, LI Kanqi¹, HUANG Xiaoman¹

(1. Guangxi Key Laboratory of Environmental Pollution Control Theory and Technology, College of Environmental Science and Engineering, Guilin University of Technology, Guilin 541004, China; 2. Guangxi Key Laboratory of Landscape Resources Conservation and Sustainable Utilization in Li River Basin, College of Life Sciences, Guangxi Normal University, Guilin 541006, China)

Abstract: This study sought to explore the effect of sulfur powder and ferrous sulfate fertilizer on the restoration of neutral Cd-contaminated soil by *Sedum plumbizincicola*. The optimal application rate of different sulfur fertilizers was selected to improve the phytoextraction efficiency of Cd. On the farmland with a total soil Cd content of $0.65 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ in Sidi Village, Xingping Town, Yangshuo County, using the field test method, 7 treatments including low, medium, and high doses of sulfur powder and ferrous sulfate were designed. The soil pH, total soil Cd content, and available Cd content were tested, and *S. plumbizincicola* biomass and Cd content were determined. The results showed that, compared to CK, the hole application of S fertilizers for 60 d effectively reduced soil pH and increased soil

收稿日期: 2021-08-21 录用日期: 2022-01-17

作者简介: 吴佳玲(1995—), 女, 广东揭阳人, 硕士研究生, 从事植物修复技术研究。E-mail: 1849211342@qq.com

*通信作者: 陈喆 E-mail: ldchenzhe@qq.com

基金项目: 国家自然科学基金青年基金项目(41807136); 广西科技基地和人才专项(桂科AD19110012); 广西环境污染控制理论与技术重点实验室开放基金项目(桂科能1701K006); 漓江流域重金属污染农田生态修复与景观利用关键技术开发与应用项目(20190219-3)

Project supported: The National Natural Science Youth Fund of China(41807136); Guangxi Science and Technology Base and Talent Special Project(Guiku AD19110012); Open Fund of Guangxi Key Laboratory of Environmental Pollution Control Theory and Technology(Guikeneng 1701K006); Development and Application of Key Technologies for Ecological Restoration and Landscape Utilization of Heavy Metal Polluted Farmland in Li River Basin(20190219-3)

available Cd content, and effectively increased the shoot biomass and Cd content of *S. plumbizincicola*. The comparison of treatment effect and cost showed that hole application of 79 kg sulfur powder or 252 kg ferrous sulfate per hectare had optimal phytoextraction rates. Compared with CK, the above-mentioned treatments reduced the soil pH by 0.94 and 0.67, and increased soil available Cd content by 111.5% and 169.5%, respectively. The shoot biomass of *S. plumbizincicola* increased by 11.9% and 40.7%, the shoot Cd content increased by 48.5% and 132.1%, and the shoot Cd extraction increased by 65.8% and 226.3%, respectively. Therefore, there are potential enhanced phytoextraction agents for *S. plumbizincicola* to remediate neutral Cd-contaminated soil. Among them, the repair efficiency of ferrous sulfate treatment is significantly higher than that of sulfur powder treatment.

Keywords: hole application; sulfur fertilizer; *Sedum plumbizincicola*; neutral Cd polluted farmland

Cd通常是铅锌矿开采过程中产生的伴生金属元素,矿区上游常年粗放式矿冶活动使得矿区下游大面积农田遭受到不同程度的Cd污染^[1]。Cd可以通过食物链富集于人体中,从而对人体造成不可逆转的伤害,Cd已被国际癌症研究机构(IARC)归类为致癌物^[2],这使得对Cd污染土壤的治理与修复迫在眉睫。基于超积累植物的植物提取技术是一种绿色友好的农田土壤修复技术,在削减和根除土壤重金属污染过程中呈现出较大的潜力^[3]。迄今为止,世界上发现的超积累植物有700多种,其中在中国发现的Cd超积累植物有9种^[4-5]。伴矿景天(*Sedum plumbizincicola*)是一种在我国浙江省铅锌矿周边发现的Cd/Zn超积累植物,其比某些Cd超积累植物如遏蓝菜(*Thlaspi caerulescens*)、宝山堇菜(*Viola baoshanensis*)的生物量更大,且具有很好的土壤Cd、Zn提取能力^[6-7]。在铅锌矿区周边自然生长的伴矿景天地上部Cd含量高达1 470 mg·kg⁻¹,地上部Zn含量高达14 600 mg·kg⁻¹^[8]。伴矿景天也是目前在Cd污染农田土壤修复工程中应用较多的超积累植物之一^[9-11]。现主要通过添加微生物、化学强化剂及调控农艺措施来强化伴矿景天修复重金属污染土壤。但对于一些偏中碱性重金属污染土壤,其较低的重金属生物有效性在一定程度上限制了植物提取效率^[12],而土壤pH是影响土壤重金属迁移率和生物有效性的主要因素,适当降低偏中碱性土壤的pH可有效提高植物提取效率^[13-14]。近年来,也有研究表明伴矿景天在偏酸性土壤中的Cd提取能力大于在偏中碱性土壤中^[15-17]。因此,对于偏中碱性重金属污染土壤,适当降低土壤pH,提高重金属生物有效性,是强化景天提取Cd的有效手段之一。

目前调节土壤pH的方法主要是添加酸碱调节剂、螯合剂、表面活性剂等化学强化剂^[18-19]。但部分化学强化剂易导致环境二次污染,且存在价格昂贵、不易推广等问题。如乙二胺四乙酸(Ethylene diamine tetraacetic acid, EDTA)合成螯合剂虽可使重

金属削减率增加高达200倍,但其在环境中难降解、残留时间长,存在二次污染风险^[20-21]。近年来,一些可生物降解的强化剂如乙二胺二琥珀酸(S,S-ethylenediamine disuccinic acid, EDDS)被越来越多的学者研究,但因其价格较贵而难以广泛应用于实际工程中^[22-23]。同时,目前添加强化剂的方式大多为基施,但此添加方式易使强化剂施加过量,从而抑制植物生长甚至引起重金属淋溶污染地下水。因此有必要探索出高效、绿色、廉价的强化剂及施用方式。硫粉和硫酸亚铁作为常见、廉价的酸碱调节剂,不仅可调节土壤pH、活化土壤重金属,同时也可作为肥料供植物吸收。硫是植物生长所需的大量元素之一,土壤中的硫主要以SO₄²⁻的形式被植物根系吸收。近年来,硫在重金属污染土壤中的形态转化和在提高植物对重金属的耐受性等方面受到广泛关注^[24-27]。在好氧条件下,硫粉可以被土壤中的氧化细菌或化学过程氧化成SO₄²⁻,从而释放H⁺,降低土壤pH,提高土壤重金属有效性^[28]。前人通过土培或田间试验研究表明,向偏中碱性土壤基施适量的硫粉可有效提高伴矿景天地上部Cd含量及提取量^[29-30]。但伴矿景天的根须主要分布在3~10 cm处^[9],基施硫粉易引起土壤过度酸化,使土壤肥力下降或重金属淋溶。因此有必要在伴矿景天生长旺盛期穴施硫粉,实现精准施肥。铁作为植物生长必需元素之一,参与叶绿素合成、呼吸作用及氧化还原反应等生理过程,常作为肥料穴施或喷施在果树等作物上以改善植株缺铁症状^[31]。硫酸亚铁在土壤中被氧化成Fe₂O₃并形成H₂SO₄,降低土壤pH,提高土壤重金属有效性^[32-33]。但目前利用硫酸亚铁强化超积累植物提取Cd的研究尚未见报道。

因此,本研究以中性Cd污染农田土壤为研究对象,利用田间小区试验方法,探讨穴施不同种类及不同浓度的硫肥(硫粉和硫酸亚铁)对强化伴矿景天修复Cd污染农田土壤的影响,以期找到适用于伴矿景

天的强化植物提取技术,为伴矿景天修复中性Cd污染农田土壤提供科学支持和技术指导。

1 材料与方法

1.1 供试材料

供试植物:伴矿景天扦插苗取自中国科学院南京土壤研究所广东省韶关市仁化县试验基地,剪取长度8 cm以上、直径3 mm以上的侧枝或分枝作为一株扦插苗。

供试土壤:试验区位于广西壮族自治区桂林市阳朔县兴坪镇思的村,该区土壤属于上游金属矿区污染土壤(目前已闭矿多年),其基本理化性质和重金属背景值为pH 6.90、有机质 12.98 g·kg⁻¹、全氮 1.63 g·kg⁻¹、全磷 0.65 g·kg⁻¹、全钾 18.47 g·kg⁻¹、全Cd 0.65 mg·kg⁻¹、全Zn 173 mg·kg⁻¹、DTPA-Cd 0.28 mg·kg⁻¹、DTPA-Zn 3.11 mg·kg⁻¹。与《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB15618—2018)中的筛选值相比,试验区土壤全Cd含量超标1.2倍。

供试硫肥:硫粉(纯度≥99.9%)购于湖南全鑫化工有限公司;硫酸亚铁(纯度≥98%)购于安徽金秋肥业有限公司。

1.2 试验设计

设置21个长5 m、宽1.2 m、高0.3 m的田垄试验小区,排水沟深0.3 m、宽0.3 m。每公顷基施750 kg含氮、磷、钾均为17%的复合肥料,并覆黑色地膜,于2019年11月15日将伴矿景天扦插苗以株距25 cm、行距25 cm移植于试验区,每个小区大约种植125株伴矿景天(2.1×10^5 株·hm⁻²)。由于伴矿景天的根须主要分布在3~10 cm处且适合生长在最大田间持水量为70%左右的土壤中^[34],而南方土壤最大田间持水量约为25%^[35-36],通过计算可得本研究每株需穴施

200 mL溶液,土壤质量约为1.2 kg。已有研究表明,基施0.5~2.0 g·kg⁻¹硫粉可有效提高景天地上部Cd含量与提取量^[29-30],施加浓度为0.2%~0.5%的硫酸亚铁肥可达到农作物增产的目的^[37]。因此,本研究设计了低、中、高浓度的硫粉、硫酸亚铁共7个处理,每个处理重复3次,具体处理的操作规程见表1。待景天扦插苗返青、长至壮苗时(2020年4月25日)将硫肥穴施于伴矿景天根围土壤中,于2020年5月25日与6月25日分别采集伴矿景天与土壤样品待测。

1.3 样品采集与前处理

伴矿景天:分别在添加不同硫肥强化剂30、60 d后对每个小区采用等距采样法随机采集3株景天,放于对应编号的网袋中,带回实验室。将植物分为地上部和根部,先用流动的自来水将植物表面杂质冲洗干净,其中根部洗净后泡于20 mmol·L⁻¹的Na₂-EDTA溶液15 min,再用超声波清洗仪超声清洗10 min,最后用去离子水反复漂洗3次^[38]。样品晾干装于对应编号信封袋中,再放入烘箱105℃杀青2 h、70℃烘干至质量恒定,取出后称量生物干质量,最后用搅拌机粉碎后贮存于密封袋中用于后续Cd含量的测定。试验区剩余的伴矿景天统一收割晒干后,交于有资质的单位对其进行无害化处置。

土壤:分别在添加不同硫肥强化剂前和添加后10、30、60 d对每个处理小区采集5个点位深度为0~15 cm的耕作层土壤制成混合样,土样装于对应编号的布袋中带回实验室,自然风干,去除石头、树叶等杂质后粉碎,过20目和100目的尼龙筛,分别贮存于密封袋中用于测定土壤pH、有效态Cd含量和Cd全量等指标。

1.4 测定方法与数据分析

土壤有机质采用重铬酸钾氧化-外加加热法^[39]测

表1 不同硫肥强化剂施用方法

Table 1 Application methods of different sulfur fertilizer intensifiers

处理代码 Processing code	具体操作规范 Specific operating specification	施用量 Application rate/(kg·hm ⁻²)
CK	空白对照组:不施用硫肥	0
SRL	每株穴施200 mL浓度为1.875 g·L ⁻¹ 的硫粉悬混液	79
SRM	每株穴施200 mL浓度为3.75 g·L ⁻¹ 的硫粉悬混液	158
SRH	每株穴施200 mL浓度为7.5 g·L ⁻¹ 的硫粉悬混液	315
FeRL	每株穴施200 mL浓度为1.5 g·L ⁻¹ 的硫酸亚铁肥溶液	63
FeRM	每株穴施200 mL浓度为3 g·L ⁻¹ 的硫酸亚铁肥溶液	126
FeRH	每株穴施200 mL浓度为6 g·L ⁻¹ 的硫酸亚铁肥溶液	252

注:硫粉不易溶于水,为保障施用分布均匀,搅拌至悬混液后再施加。

Note: Sulfur is not easily soluble in water. In order to ensure uniform application distribution, it is applied after stirring to the suspension.

定;全氮采用半微量开氏法,用流动注射仪测定;全磷采用NaOH熔融-钼锑抗显色法,用紫外分光光度计测定;全钾采用NaOH熔融法,用ICP-OES测定;土壤pH按照水土比2.5:1,使用pH计测定;植物、土壤重金属含量采用 $\text{HNO}_3\text{-H}_2\text{O}_2$ 消解,用ICP-OES测定植物消解液Cd含量,ICP-MS测定土壤Cd全量;土壤Cd有效态含量采用DTPA浸提法,用ICP-MS测定。测定分析过程中所用试剂均为优级纯,土壤、植物分别采用国家标准物质GBW-07404(GSS-4)、GBW-07603(GSV-2)进行质量控制,样品回收率控制在96.6%~102.5%。

不同处理间效果差异性分析采用SPSS 25中One-way ANOVA检验,同一浓度水平不同硫肥品种效果差异性分析采用独立样本 t 检验。在检验差异之前,对所有数据进行正态性和方差齐性检查, $P<0.05$ 表示差异显著。采用Origin 2017绘图。

本文涉及到的计算公式如下:

原污染土壤Cd总量(g)=修复前土壤Cd全量($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) $\times$ 耕地层深度(15 cm) $\times$ 容重($1.2\text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$) $\times$ 面积($10\,000\text{ m}^2$)

植物Cd提取量(g)=单株植物地上部Cd提取量($\text{mg}\cdot\text{株}^{-1}$) $\times$ 株数/1 000

植物Cd提取率=植物Cd提取量($\text{g}\cdot\text{hm}^{-2}$)/原污染土壤Cd总量($\text{g}\cdot\text{hm}^{-2}$) $\times 100\%$

2 结果与分析

2.1 穴施不同硫肥后土壤pH与DTPA-Cd含量

穴施不同硫肥前(2020年4月24日),土壤pH为

5.99、DTPA-Cd含量为 $0.09\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。从表2可知,穴施不同硫肥10 d后,与CK相比,各处理组土壤pH显著降低,且随着穴施浓度的提高与时间的延长,土壤pH不断降低,最终趋于稳定。穴施60 d后,与CK相比,处理组土壤pH降低0.29~1.13个单位;硫粉处理中SRH降低幅度最大,达1.13个单位;硫酸亚铁处理中FeRH降低幅度最大,达0.67个单位;同时在同一浓度水平下,硫粉处理土壤pH显著低于硫酸亚铁处理。

与CK相比,穴施硫肥10 d后,除SRL外,其他处理土壤DTPA-Cd含量显著升高,具体见表2。穴施硫粉0~30 d过程中,DTPA-Cd含量随着穴施浓度和时间的增加不断提高,30 d后SRH达到最高,较CK提高350.0%,60 d后呈降低趋势。穴施硫酸亚铁10 d后,DTPA-Cd含量随着穴施浓度的增加而增加,FeRH处理达到最高,较CK提高333.3%;同时随着时间的增加DTPA-Cd含量呈不同的动态变化趋势。穴施60 d后,同一浓度水平下,硫粉处理土壤DTPA-Cd含量显著低于硫酸亚铁处理。

2.2 穴施不同硫肥后伴矿景天生物量

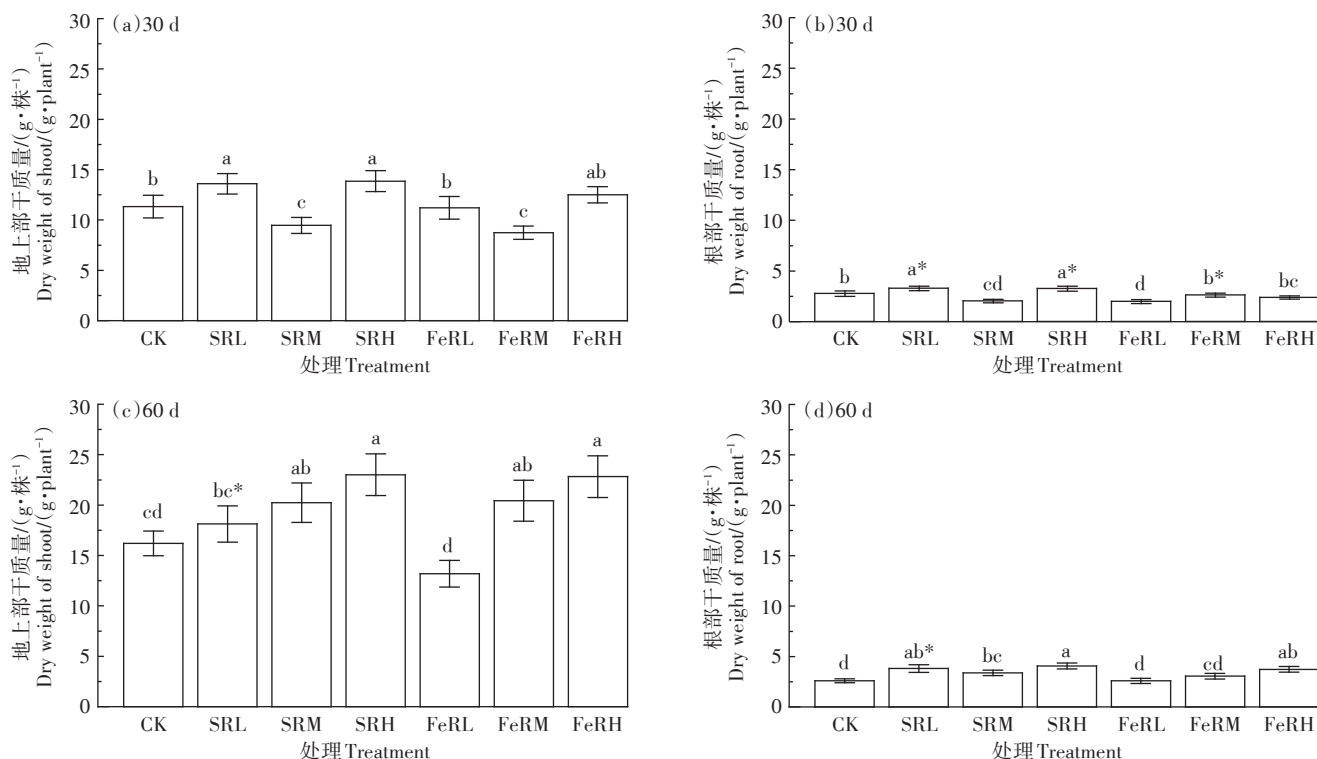
在伴矿景天生长旺盛期穴施不同硫肥强化剂,对伴矿景天地上部、根部生物量的影响如图1所示。穴施硫粉30 d后,与CK相比,SRL、SRH干质量显著提高;同时随着穴施时间的延长与浓度的提高,干质量呈升高的趋势。60 d后伴矿景天地上部、根部干质量较30 d时分别提高了33.1%~113.8%、16.1%~66.4%;SRH地上部、根部干质量最高,分别为23.0、4.1 $\text{g}\cdot\text{株}^{-1}$,较CK分别提高了42.0%、57.1%。穴施硫酸亚铁

表2 不同时期土壤pH与DTPA-Cd变化情况
Table 2 Changes of soil pH and DTPA-Cd in different periods

处理 Treatment	pH			DTPA-Cd/($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)		
	10 d	30 d	60 d	10 d	30 d	60 d
CK	5.90 $\pm$ 0.05a	5.78 $\pm$ 0.03a	5.71 $\pm$ 0.04a	0.06 $\pm$ 0.01d	0.04 $\pm$ 0.01e	0.05 $\pm$ 0.01f
SRL	5.22 $\pm$ 0.02d	5.07 $\pm$ 0.02d	4.77 $\pm$ 0.02e	0.08 $\pm$ 0.01d	0.15 $\pm$ 0.02c	0.11 $\pm$ 0.01d
SRM	5.18 $\pm$ 0.02d	4.78 $\pm$ 0.01e	4.73 $\pm$ 0.04e	0.11 $\pm$ 0.01c	0.16 $\pm$ 0.01bc*	0.15 $\pm$ 0.01c
SRH	5.09 $\pm$ 0.02e	4.63 $\pm$ 0.03f	4.58 $\pm$ 0.02f	0.12 $\pm$ 0.01c	0.18 $\pm$ 0.02ab	0.08 $\pm$ 0.01e
FeRL	5.77 $\pm$ 0.03b*	5.47 $\pm$ 0.02b*	5.42 $\pm$ 0.05b*	0.17 $\pm$ 0.02b*	0.20 $\pm$ 0.02a*	0.31 $\pm$ 0.02a*
FeRM	5.33 $\pm$ 0.04c*	5.38 $\pm$ 0.02c*	5.32 $\pm$ 0.03c*	0.24 $\pm$ 0.02a*	0.11 $\pm$ 0.01d	0.24 $\pm$ 0.02b*
FeRH	5.11 $\pm$ 0.02e	5.07 $\pm$ 0.04d*	5.04 $\pm$ 0.03d*	0.26 $\pm$ 0.01a*	0.18 $\pm$ 0.01ab	0.14 $\pm$ 0.02c*

注:SRL、SRM、SRH表示穴施低、中、高浓度的硫粉,FeRL、FeRM、FeRH表示穴施低、中、高浓度的硫酸亚铁。同列不同小写字母表示不同处理间差异显著($P<0.05$);同列*表示同一浓度水平不同硫肥品种间差异显著($P<0.05$)。下同。

Note: SRL, SRM and SRH indicate the application of low, medium and high concentration of sulfur powder in the acupoints. FeRL, FeRM, and FeRH indicate the application of low, medium and high concentration of ferrous sulfate in the acupoints. Different lowercase letters in the same column indicate significant differences among different treatments ($P<0.05$); the same column * indicate significant differences between different sulfur fertilizer varieties at the same concentration level ($P<0.05$). The same below.



不同小写字母表示不同处理间差异显著($P<0.05$);*表示同一浓度水平不同硫肥品种间差异显著($P<0.05$)。下同
Different lowercase letters indicate significant differences among different treatments ($P<0.05$), * indicate significant differences between different sulfur fertilizer varieties at the same concentration level ($P<0.05$). The same below

图1 穴施不同硫肥后伴矿景天地上部、根部生物量

Figure 1 The shoot and root biomass of *S. plumbizincicola* after applying different sulfur fertilizers to the holes

30 d后,与CK相比,各处理无显著提高;但随着穴施时间的延长与浓度的提高,干质量呈升高的趋势,60 d时FeRM、FeRH地上部干质量较CK显著提高(图1c)。60 d后伴矿景天地上部、根部干质量较30 d时分别提高了17.7%~133.8%、16.5%~56.6%;在FeRH处理下地上部、根部干质量最高,分别为22.8、3.7 g·株⁻¹,较CK分别提高了40.7%、44.0%。除SRL外,在同一浓度水平下,硫粉、硫酸亚铁处理地上部干质量无显著差异。综上所述,穴施不同硫肥60 d对伴矿景天具有较为明显的促生作用,其中高浓度硫肥处理促生效果最为明显。

2.3 穴施不同硫肥后伴矿景天Cd含量

从表3可知,与CK相比,伴矿景天地上部Cd含量显著提高。穴施硫粉30 d后,与CK相比,地上部、根部Cd含量分别提高了66.0%~130.1%、32.1%~48.2%;随着穴施时间的延长,地上部Cd含量呈降低的趋势,根部Cd含量呈升高的趋势。与穴施30 d相比,60 d后伴矿景天地上部Cd含量降低了5.4%~33.8%,根部Cd含量提高了20.6%~37.5%;且SRH地

表3 不同时期伴矿景天Cd含量(mg·kg⁻¹)

Table 3 Cd content of *S. plumbizincicola* in different periods(mg·kg⁻¹)

处理 Treatment	30 d		60 d	
	地上部Shoot	根部Root	地上部Shoot	根部Root
CK	43.2±2.0f	33.0±1.4d	47.0±2.2f	55.8±2.2d
SRL	99.4±4.1b*	43.6±1.9c	69.8±4.7cd	52.6±2.0d
SRM	80.7±3.9c	46.4±2.0bc*	53.4±2.5e	63.8±2.7c
SRH	71.7±3.5de	48.9±2.2b	67.8±3.0d	62.5±3.1c
FeRL	65.2±3.4e	56.1±2.3a*	81.8±3.8b*	79.4±3.2a*
FeRM	110.7±5.2a*	30.3±1.6d	76.0±3.8bc*	65.9±3.2c
FeRH	78.2±3.9cd	45.7±1.8bc	109.1±5.3a*	72.4±2.8b*

上部、根部Cd含量较高,较CK分别提高了44.3%、12.0%。穴施硫酸亚铁30 d后,与CK相比,地上部、根部(除FeRM外)Cd含量分别提高了50.9%~156.2%、38.5%~70.0%;随着穴施时间的延长,除FeRM处理地上部外,其他处理地上部、根部Cd含量均呈升高的趋势。与穴施30 d相比,60 d后伴矿景天地上部、根部Cd含量分别提高了25.5%~

39.4%、41.5%~117.8%;且FeRH处理地上部、根部Cd含量较高,较CK分别提高了132.1%、29.7%。同时,在同一浓度水平处理下,硫酸亚铁处理地上部Cd含量显著高于硫粉处理。

2.4 穴施不同硫肥后伴矿景天Cd提取量

穴施不同硫肥强化剂对伴矿景天地上部、根部Cd提取量的影响如图2所示。穴施硫粉30 d后,与CK相比,地上部、根部Cd提取量显著提高;同时随着时间的延长,除SRL外,其他处理地上部、根部Cd提取量呈升高的趋势。60 d后伴矿景天地上部、根部Cd提取量较30 d时分别提高了41.3%~56.9%、40.2%~129.1%;且SRH处理的地上部、根部Cd提取量最高,分别为1.56、0.26 mg·株⁻¹,较CK分别提高了105.3%、73.3%。穴施硫酸亚铁30 d后,与CK相比,地上部、根部(除FeRM外)Cd提取量显著提高;同时随着时间的延长与浓度的提高,地上部、根部提取量呈升高的趋势。60 d后伴矿景天地上部、根部Cd提取量较30 d时分别提高了47.8%~154.5%、85.3%~154.0%;且FeRH地上部、根部Cd提取量最高,分别为2.48、0.27 mg·株⁻¹,较CK提高了226.3%、80.0%。穴施60 d后,低浓度水平硫粉处理地上部Cd提取量显著高于硫酸亚铁处理,中、高浓度水平硫酸亚铁处

理地上部Cd提取量显著高于硫粉处理,而同一浓度水平下,硫粉、硫酸亚铁处理根部Cd提取量无显著差异。从总体上看,施加适量不同硫肥60 d可有效提高伴矿景天地上部、根部Cd提取量,其中FeRH提取效果最好。

2.5 穴施不同硫肥后土壤Cd全量

穴施不同硫肥强化剂60 d后,土壤Cd全量较CK显著降低(表4),植物Cd提取率较CK显著提高,土壤Cd含量由修复前0.65 mg·kg⁻¹降到0.21~0.49 mg·kg⁻¹。在硫粉处理60 d后,植物Cd提取率达19.3%~27.9%,其中SRH的植物Cd提取率最高。在硫酸亚铁处理60 d后,植物Cd提取率达19.3%~44.5%,其中FeRH的植物Cd提取率最高。同时,FeRH的植物Cd提取率显著高于SRH的。总之,穴施不同硫肥60 d可有效提高伴矿景天对土壤Cd的提取与修复,其中FeRH修复效果最好。

3 讨论

3.1 穴施不同硫肥对土壤pH与DTPA-Cd的影响

土壤pH和重金属有效态是影响植物提取率的重要因素,有研究表明伴矿景天更适合修复土壤pH为4.5~5.5的偏酸性Cd污染土壤^[15]。在本研究中,土壤

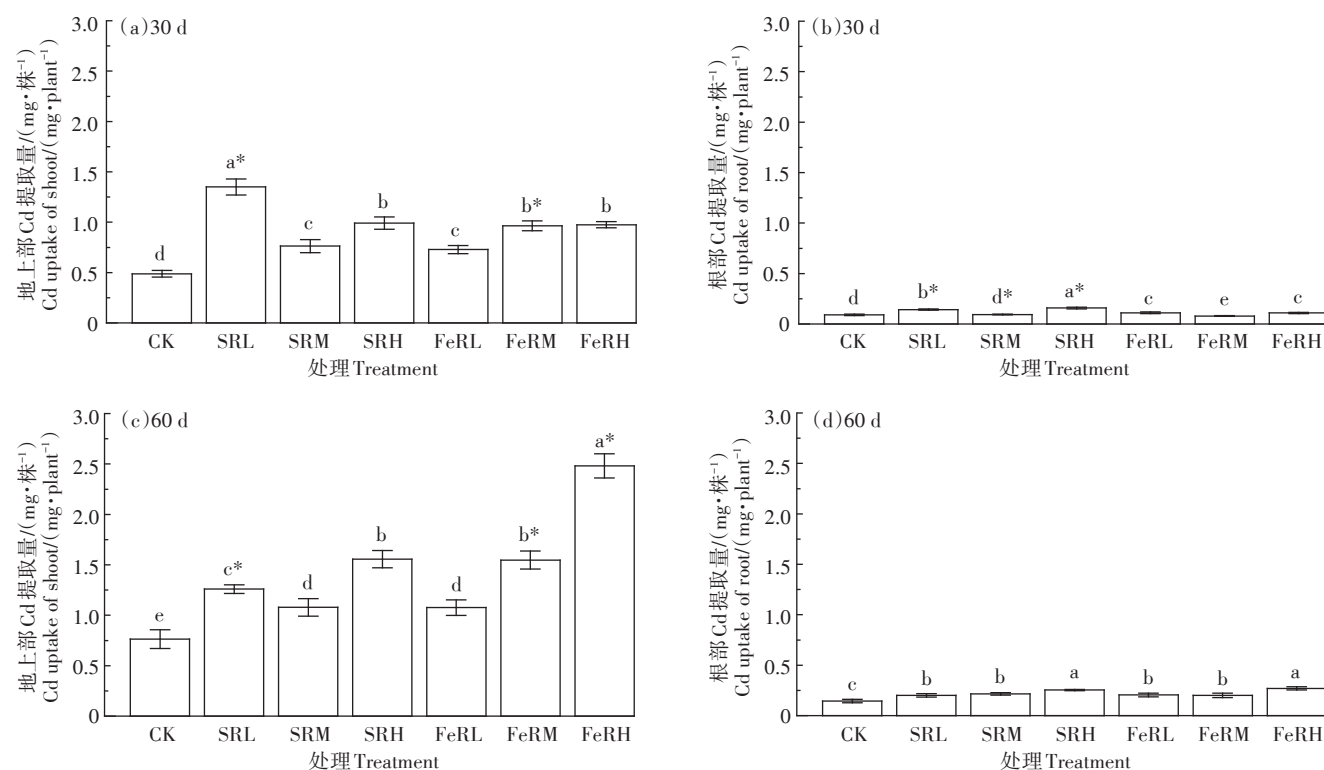


图2 穴施不同硫肥后伴矿景天地上部、根部Cd提取量

Figure 2 Cd extraction from the shoot and root of *S. plumbizincicola* with different sulfur fertilizers

表4 施加不同硫肥对土壤重金属Cd的修复效果

Table 4 Remediation effect of applying sulfur and iron fertilizer on soil heavy metal Cd

处理 Treatment	土壤Cd总量 Total soil Cd/(mg·kg ⁻¹)	植物Cd提取率 Plant Cd extraction rate/%
CK	0.55±0.03a	13.7e
SRL	0.39±0.04cd	22.6c*
SRM	0.42±0.05c	19.3d
SRH	0.35±0.05d*	27.9b
FeRL	0.49±0.04b*	19.3d
FeRM	0.39±0.05cd	27.8b*
FeRH	0.21±0.04e	44.5a*

pH较种植前下降0.91个单位。前人研究表明经过伴矿景天或东南景天提取,土壤pH可降低0.1~0.8个单位,这可能与景天根系分泌有机酸或根际存在大量阳离子诱导根际酸化有关^[13,40-41]。硫粉、硫酸亚铁作为酸性肥料,穴施于土壤后经化学或微生物作用产生H⁺,可明显降低土壤pH。通常情况下,土壤pH是影响土壤重金属沉淀溶出和吸附-解吸过程的关键因素。有研究表明随着土壤pH的降低,土壤胶体负电荷减少,H⁺竞争效应增强,从而减弱金属离子在土壤固相上的吸附并提高土壤重金属有效性^[42-43]。硫粉在好氧条件下30 d内可被快速氧化成硫酸盐,释放质子,酸化土壤^[44]。在本研究中,穴施硫粉30 d土壤DTPA-Cd含量最高,并随着提取量的增加,60 d后含量减少(表2、图2)。而在硫酸亚铁处理下,土壤DTPA-Cd含量的动态变化(表2)可能是因为随着H⁺的添加,土壤重金属呈很慢→缓慢→迅速释放规律^[45],也可能是穴施30 d后植物Cd提取量大于期间土壤Cd活化量,60 d后植物Cd提取量小于期间土壤Cd活化量,使得穴施60 d时的DTPA-Cd含量大于30 d时造成的。

3.2 穴施不同硫肥对伴矿景天生物量和Cd含量的影响

随着对超积累植物提取技术的不断探究,植物地上部生物量及地上部重金属提取量成为植物修复能否取得成功的关键因素^[46-47]。而地上部重金属提取量主要取决于地上部生物量和地上部重金属含量。在本研究中,穴施不同硫肥60 d可提高伴矿景天地上部生物量(FeRL除外)和地上部Cd含量。在硫粉处理下,地上部生物量和地上部Cd含量较CK分别平均提高了26.5%和35.4%,且SRH处理的地上部生物量及Cd含量较高。有研究显示农田土壤(pH 6.4)基施10 mg·kg⁻¹硫肥(MgSO₄)可使遏蓝菜地上部生物量较对照提高45.3%^[48],农田土壤(pH 6.85)基施2.0 g·kg⁻¹

硫粉可使伴矿景天地上部Cd含量较对照提高85.1%^[30]。本试验结果与以上研究结果相近,这可能是因为硫粉被氧化成硫酸盐并释放质子,降低了土壤pH;同时随着硫粉浓度的提高,土壤释放更多的DTPA-Cd(表2),促进了植物吸收Cd,从而提高地上部Cd含量;但60 d后地上部Cd含量均低于30 d,这可能是因为随着生物量的提高植物体内重金属含量被稀释。同时,SO₄²⁻作为肥料供植物根系吸收,在植物体中以半胱氨酸和甲硫氨酸残基形式存在于蛋白质和许多小分子代谢物中,其中的小分子硫醇有机物如还原型谷胱甘肽(GSH)、植物螯合肽(PC)、金属硫蛋白(MTs)等可以通过把重金属络合或隔离到液泡中来降低对植物的毒害性,提高植物生物量^[25,49]。有研究也表明基施硫粉可有效提高景天叶绿素含量、促进根部生长^[50]。在硫酸亚铁处理下,地上部生物量和地上部Cd含量较CK分别平均提高了16.1%和89.1%;且FeRH处理的地上部生物量及Cd含量最高。这可能是因为随着穴施硫酸亚铁浓度的提高,土壤pH降低幅度逐渐增大,使得土壤DTPA-Cd含量升高幅度也逐渐增大(表2),进而使得FeRH处理的地上部Cd含量最高;铁、硫是植物必需元素,参与植物叶绿素合成,这可能是导致生物量增加的原因之一。同时穴施硫酸亚铁促进了根围土壤中铁锰氧化物的形成,而铁锰氧化物是一种可大量吸附Cd²⁺的胶体,可提高根际Cd含量,促进景天对Cd的吸收和转运^[51-52],这可能也是导致在硫酸亚铁处理下地上部Cd含量显著高于硫粉处理的原因之一。

3.3 穴施不同硫肥对伴矿景天Cd提取率的影响

植物Cd提取率是体现植物修复效果的关键指标。穴施不同硫肥60 d后,除SRM外,其他处理随着穴施浓度的提高,植物地上部Cd提取率及提取量逐渐提高。植物Cd提取量不仅受土壤pH与DTPA-Cd含量的影响,同时也受土壤特性、微生物群落等影响^[15]。SRM处理较低的Cd提取量可能是由于土壤不均匀造成土壤特性差异所致,但这还有待进一步研究验证。

在每公顷穴施79~315 kg硫粉处理下,SRL、SRH处理的植物Cd提取率、提取量较高,提取率分别为22.6%、27.9%,提取量较CK分别提高65.8%、105.3%。考虑到经济与生态效益,SRL处理效果较好,其在保证较好提取效果的同时,相对于SRH处理每公顷可节省约6 000元。土培试验研究表明,基施0.5~2.0 g·kg⁻¹硫粉可使伴矿景天地上部Cd提取量较不施硫粉

处理提高41.8%~82.6%^[29-30]。显然,在伴矿景天旺盛期穴施硫粉不仅每公顷可节省585~3 521 kg硫粉,而且地上部Cd提取量更高,修复效果更好,这可能是因为生长在旺盛期根系微生物活性较高,可更好地促进植物对重金属的吸收。在每公顷穴施63~252 kg硫酸亚铁处理下,FeRH处理植物Cd提取率、提取量最高,提取率达44.5%,提取量较CK提高226.3%。且FeRH处理植物Cd提取率、提取量显著高于SRH处理,这可能是因为硫酸亚铁不仅有效提高土壤DTPA-Cd含量,而且在根围形成的铁锰氧化物胶体可吸附更多的Cd²⁺。虽然FeRH处理每公顷成本约为3 900元,大约比SRL处理每公顷高出2 025元,但FeRH处理修复效率高出1倍。而每年种植经济作物每公顷利润约为12 000~15 000元,由此可见,FeRH处理修复效果显著优于SRL处理。目前施加强化剂的方式大多为基施,而基施强化剂施用量远大于穴施,且更易引起强化剂的过量施加,造成土壤过度酸化,降低土壤肥力并引发二次污染;而采用穴施进行精准控量施加,不仅降低了强化剂使用成本,同时也降低或避免了基施可能产生的不利影响。从总体看,该修复模式不仅有效提高了伴矿景天提取率,缩短修复周期,而且其经济绿色的强化剂及简单高效的施用方式也易被农民接受应用,是一种强化伴矿景天提取偏中碱性土壤Cd的潜在方法,具有实际应用价值。

4 结论

(1)穴施硫粉、硫酸亚铁不仅会酸化中性Cd污染土壤,活化土壤Cd的植物有效性,而且可以补充植物生长所需的硫、铁元素,促进伴矿景天的生长。

(2)穴施硫粉、硫酸亚铁可有效提高伴矿景天对Cd的吸收、转运和提取率,大幅提高伴矿景天对Cd的吸收富集量,是辅助伴矿景天提取土壤Cd的高效强化剂。

(3)结合经济与生态效益,于伴矿景天壮苗期每公顷施79 kg硫粉或252 kg硫酸亚铁均能达到较好的植物Cd提取效率,可作为修复中性Cd污染大田的推荐施用剂量。其中硫酸亚铁处理修复效果最为明显,可使植物Cd提取效率达到最高。

参考文献:

[1] BI X, FENG X, YANG Y, et al. Quantitative assessment of cadmium emission from zinc smelting and its influences on the surface soils and mosses in Hezhang County, southwestern China[J]. *Atmospheric Environment*, 2006, 40(22):4228-4233.

[2] BERTIN G, AVERBECK D. Cadmium: Cellular effects, modifications of biomolecules, modulation of DNA repair and genotoxic consequences: A review[J]. *Biochimie*, 2006, 88(11):1549-1559.

[3] KUMAR P, DUSHENKOV V, MOTTO H, et al. Phytoextraction: The use of plants to remove heavy metals from soils[J]. *Environmental Science & Technology*, 1995, 29(5):1232-1238.

[4] LI J T, GURAJALA H K, WU L H, et al. Hyperaccumulator plants from China: A synthesis of the current state of knowledge[J]. *Environmental Science & Technology*, 2018, 52(21):11980-11994.

[5] REEVES R D, BAKER A J M, JAFFRE T, et al. A global database for plants that hyperaccumulate metal and metalloid trace elements[J]. *New Phytologist*, 2018, 218(2):407-411.

[6] WU L H, LIU Y J, ZHOU S B, et al. *Sedum plumbizincicola* X. H. Guo et S. B. Zhou ex L. H. Wu (Crassulaceae): A new species from Zhejiang Province, China[J]. *Plant Systematics and Evolution*, 2013, 299(3):487-498.

[7] 吴龙华, 周守标, 毕德, 等. 中国景天科植物一新种: 伴矿景天[J]. *土壤*, 2006, 38(5):632-633. WU L H, ZHOU S B, BI D, et al. *Sedum plumbizincicola*: A new species of the crassulaceae from Zhejiang, China[J]. *Soils*, 2006, 38(5):632-633.

[8] HU P, WANG Y, PRZYBYLOWICZ W J, et al. Elemental distribution by cryo-micro-PIXE in the zinc and cadmium hyperaccumulator *Sedum plumbizincicola* grown naturally[J]. *Plant and Soil*, 2015, 388(1/2):267-282.

[9] HU P, ZHANG Y, DONG B, et al. Assessment of phytoextraction using *Sedum plumbizincicola* and rice production in Cd-polluted acid paddy soils of south China: A field study[J]. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 2019, 286:106651.

[10] DENG L, LI Z, WANG J, et al. Long-term field phytoextraction of zinc/cadmium contaminated soil by *Sedum plumbizincicola* under different agronomic strategies[J]. *International Journal of Phytoremediation*, 2016, 18(2):134-140.

[11] 朱凰榕, 周良华, 阳峰, 等. 两种景天修复Cd/Zn污染土壤效果的比较[J]. *生态环境学报*, 2019, 28(2):403-410. ZHU H R, ZHOU L H, YANG F, et al. Phytoremediation effects and contrast of *Sedum alfredii* and *Sedum plumbizincicola* on Cd/Zn contaminated soil[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2019, 28(2):403-410.

[12] LI Z, WU L H, LUO Y M, et al. Dynamics of plant metal uptake and metal changes in whole soil and soil particle fractions during repeated phytoextraction[J]. *Plant and Soil*, 2014, 374(1/2):857-869.

[13] SUN X, LI Z, WU L, et al. Root-induced soil acidification and cadmium mobilization in the rhizosphere of *Sedum plumbizincicola*: Evidence from a high-resolution imaging study[J]. *Plant and Soil*, 2019, 436(1/2):267-282.

[14] ZENG F, ALI S, ZHANG H, et al. The influence of pH and organic matter content in paddy soil on heavy metal availability and their uptake by rice plants[J]. *Environmental Pollution*, 2011, 159(1):84-91.

[15] WU L, ZHOU J, ZHOU T, et al. Estimating cadmium availability to the hyperaccumulator *Sedum plumbizincicola* in a wide range of soil types using a piecewise function[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 637/638:1342-1350.

- [16] ZHOU J W, WU L H, ZHOU T, et al. Comparing chemical extraction and a piecewise function with diffusive gradients in thin films for accurate estimation of soil zinc bioavailability to *Sedum plumbizincicola* [J]. *European Journal of Soil Science*, 2019, 70(6): 1141–1152.
- [17] LI Z, WU L, HU P, et al. Repeated phytoextraction of four metal-contaminated soils using the cadmium/zinc hyperaccumulator *Sedum plumbizincicola* [J]. *Environmental Pollution*, 2014, 189: 176–183.
- [18] AGNELLO A C, HUGUENOT D, VAN HULLEBUSCH E D, et al. Enhanced phytoremediation: A review of low molecular weight organic acids and surfactants used as amendments [J]. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 2014, 44(22): 2531–2576.
- [19] 廖晓勇, 陈同斌, 阎秀兰, 等. 提高植物修复效率的技术途径与强化措施 [J]. 环境科学学报, 2007, 27(6): 881–893. LIAO X Y, CHEN T B, YAN X L, et al. Enhancement of heavy metal removal in phytoremediation of soils contaminated with heavy metals [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2007, 27(6): 881–893.
- [20] SAIFULLAH, MEERS E, QADIR M, et al. EDTA-assisted Pb phytoextraction [J]. *Chemosphere*, 2009, 74(10): 1279–1291.
- [21] ZHAO S, LIAN F, DUO L. EDTA-assisted phytoextraction of heavy metals by turfgrass from municipal solid waste compost using permeable barriers and associated potential leaching risk [J]. *Bioresource Technology*, 2011, 102(2): 621–626.
- [22] TANDY S, BOSSART K, MUELLER R, et al. Extraction of heavy metals from soils using biodegradable chelating agents [J]. *Environmental Science & Technology*, 2004, 38(3): 937–944.
- [23] LUO C, SHEN Z, LI X, et al. Enhanced phytoextraction of Pb and other metals from artificially contaminated soils through the combined application of EDTA and EDDS [J]. *Chemosphere*, 2006, 63(10): 1773–1784.
- [24] DE OLIVEIRA L M, MA L Q, SANTOS J A G, et al. Effects of arsenate, chromate, and sulfate on arsenic and chromium uptake and translocation by arsenic hyperaccumulator *Pteris vittata* L. [J]. *Environmental Pollution*, 2014, 184: 187–192.
- [25] LEUSTEK T, SAITO K. Sulfate transport and assimilation in plants [J]. *Plant Physiology*, 1999, 120(3): 637–643.
- [26] HASHIMOTO Y, FURUYA M, YAMAGUCHI N, et al. Zerovalent iron with high sulfur content enhances the formation of cadmium sulfide in reduced paddy soils [J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2016, 80(1): 55–63.
- [27] SAITO K. Regulation of sulfate transport and synthesis of sulfur-containing amino acids [J]. *Current Opinion in Plant Biology*, 2000, 3(3): 188–195.
- [28] CUI Y S, WANG Q R, DONG Y T, et al. Enhanced uptake of soil Pb and Zn by Indian mustard and winter wheat following combined soil application of elemental sulphur and EDTA [J]. *Plant and Soil*, 2004, 261(1/2): 181–188.
- [29] WU G, HU P, ZHOU J, et al. Sulfur application combined with water management enhances phytoextraction rate and decreases rice cadmium uptake in a *Sedum plumbizincicola*-*Oryza sativa* rotation [J]. *Plant and Soil*, 2019, 440(1/2): 539–549.
- [30] 吴广美, 王青玲, 胡鹏杰, 等. 镉污染中性土壤伴矿景天修复的硫强化及其微生物效应 [J]. 土壤, 2020, 52(5): 920–926. WU G M, WANG Q L, HU P J, et al. Sulfur assisted cadmium phytoextraction by *Sedum plumbizincicola* and its effect on microbial community in neutral paddy soil [J]. *Soils*, 2020, 52(5): 920–926.
- [31] 刘自飞, 高丽丽, 王盛锋, 等. 常见铁肥品种及其使用效果综述 [J]. 中国土壤与肥料, 2012(6): 1–9. LIU Z F, GAO L L, WANG S F, et al. Various types of iron fertilizers and their efficiency: A review [J]. *Soil and Fertilizer Sciences in China*, 2012(6): 1–9.
- [32] CHEN Z, TANG Y T, YAO A J, et al. Mitigation of Cd accumulation in paddy rice (*Oryza sativa* L.) by Fe fertilization [J]. *Environmental Pollution*, 2017, 231: 549–559.
- [33] WARREN G P, ALLOWAY B J. Reduction of arsenic uptake by lettuce with ferrous sulfate applied to contaminated soil [J]. *Journal of Environmental Quality*, 2003, 32(3): 767–772.
- [34] 崔立强, 吴龙华, 李娜, 等. 水分特征对伴矿景天生长和重金属吸收性的影响 [J]. 土壤, 2009, 41(4): 572–576. CUI L Q, WU L H, LI N, et al. Effects of soil moisture on growth and uptake of heavy metals of *Sedum plumbizincicola* [J]. *Soils*, 2009, 41(4): 572–576.
- [35] 覃森, 翟禄新, 周正朝. 桂北地区土地利用类型对土壤饱和导水率和持水能力的影响研究 [J]. 水土保持研究, 2015, 22(3): 28–39. QIN M, ZHAI L X, ZHOU Z C. Influence of land use types on soil saturated hydraulic conductivity and water retention in northern Guangxi [J]. *Research of Soil and Water Conservation*, 2015, 22(3): 28–39.
- [36] 陈晓燕, 叶建春, 陆桂华, 等. 全国土壤田间持水量分布探讨 [J]. 水利水电技术, 2004(9): 113–119. CHEN X Y, YE J C, LU G H, et al. Study on field capacity distribution about soil of China [J]. *Water Resources and Hydropower Engineering*, 2004(9): 113–119.
- [37] 何绪生. 铁肥及其使用 [J]. 磷肥与复肥, 2002(4): 69–71. HE X S. Ferrous fertilizer and its requirements of use [J]. *Phosphate & Compound Fertilizer*, 2002(4): 69–71.
- [38] 叶海波, 杨肖娥, 何冰, 等. 东南景天对镉锌复合污染的反应及其对镉吸收和积累特性的研究 [J]. 农业环境科学学报, 2003, 22(5): 513–518. YE H B, YANG X E, HE B, et al. Response of *Sedum alfredii* Hance toward Cd/Zn complex-pollution and accumulation of the heavy metals [J]. *Journal of Agro-Environmental Sciences*, 2003, 22(5): 513–518.
- [39] 双龙, 妮萨娜, 杜江, 等. 重铬酸钾氧化-外加热法测定化探土壤样品中有机碳含量 [J]. 安徽化工, 2016, 42(4): 110–112. SHUANG L, NI S N, DU J, et al. Determination of organic carbon in geochemical soil sample by potassium dichromate oxidation-heating method [J]. *Anhui Chemical Industry*, 2016, 42(4): 110–112.
- [40] LI T, DI Z, ISLAM E, et al. Rhizosphere characteristics of zinc hyperaccumulator *Sedum alfredii* involved in zinc accumulation [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2011, 185(2/3): 818–823.
- [41] JIANG J, WU L, LI N, et al. Effects of multiple heavy metal contamination and repeated phytoextraction by *Sedum plumbizincicola* on soil microbial properties [J]. *European Journal of Soil Biology*, 2010, 46(1): 18–26.
- [42] JIANG J, WANG Y P, YU M, et al. Responses of soil buffering capacity to acid treatment in three typical subtropical forests [J]. *Science of the Total Environment*, 2016, 563/564: 1068–1077.

- [43] UDDIN M K. A review on the adsorption of heavy metals by clay minerals, with special focus on the past decade[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2017, 308:438-462.
- [44] WEN G, SCHOENAU J J, YAMAMOTO T, et al. A model of oxidation of an elemental sulfur fertilizer in soils[J]. *Soil Science*, 2001, 166(9): 607-613.
- [45] WANG Z, JIA M, LI Z, et al. Acid buffering capacity of four contrasting metal-contaminated calcareous soil types: Changes in soil metals and relevance to phytoextraction[J]. *Chemosphere*, 2020, 256:127045.
- [46] 聂发辉. 关于超富集植物的新理解[J]. 生态环境学报, 2005, 14(1): 136-138. NIE F H. New comprehensions of hyperaccumulator[J]. *Ecology and Environment*, 2005, 14(1):136-138.
- [47] RASCIO N, NAVARI-IZZO F. Heavy metal hyperaccumulating plants: How and why do they do it? And what makes them so interesting?[J]. *Plant Science*, 2011, 180(2): 169-181.
- [48] CATHERINE S, CHRISTOPHE S, LOUIS M J. Response of *Thlaspi caerulescens* to nitrogen, phosphorus and sulfur fertilisation[J]. *International Journal of Phytoremediation*, 2006, 8(2): 149-161.
- [49] HARADA E, YAMAGUCHI Y, KOIZUMI N, et al. Cadmium stress induces production of thiol compounds and transcripts for enzymes involved in sulfur assimilation pathways in *Arabidopsis*[J]. *Journal of Plant Physiology*, 2002, 159(4): 445-448.
- [50] 李会合. 硫对东南景天叶绿素含量和根系形态的效应[J]. 环境科学与技术, 2013, 36(10): 81-84. LI H H. Effects of sulfur on chlorophyll contents and root morphology in *Sedum alfredii* Hance[J]. *Environmental Science & Technology*, 2013, 36(10): 81-84.
- [51] LIU M C, LI H F, XIA L J. Effect of Fe, Mn coating formed on roots on Cd uptake by rice varieties[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2001, 21(4): 598-602.
- [52] 史锬, 张福锁, 刘学军, 等. 不同栽培方式对镉污染水稻土籼、粳稻根表铁膜铁、镉含量及根镉含量的影响[J]. 土壤通报, 2004, 35(2): 207-211. SHI K, ZHANG F S, LIU X J, et al. Effect of different cultivation practices on Fe and Cd concentrations in outside root iron plaque and Cd concentrations in root of *Japonica* and *Indica* planted on Cd-polluted paddy soil[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2004, 35(2): 207-211.

(责任编辑:李丹)