

不同辅料添加对绿穗苋修复 镉污染土壤效果影响

黄天罡,常会庆,周 芮,王启震

(河南科技大学农学院,河南 洛阳 471000)

摘 要:以河南某地 Cd 污染石灰性农田为供试土壤,利用盆栽试验,通过添加猪粪、稻秆和 CaCO_3 3 种不同辅料来探究绿穗苋对 Cd 污染土壤的修复效果。试验共设 10 个处理:基础肥料(氮、磷、钾肥料)(CK)、基础肥料分别添加 0.5% (RS0.5)、1% (RS1)、3% (RS3) 猪粪,0.5% (PM0.5)、1% (PM1)、3% (PM3) 稻秆,1% (CC1)、3% (CC3)、5% (CC5) CaCO_3 ,通过上述处理筛选有利于植物提取 Cd 的辅料配施方案。结果表明:与 CK 相比,施用猪粪和稻秆使土壤 pH 值降低,其中 PM3 处理下的土壤 pH 值在 2020 年和 2021 年分别显著降低了 0.13 和 0.09,而施加 CaCO_3 处理的土壤 pH 值均高于 CK,增幅为 0.89%~4.87%,且 2021 年除 CC1 处理外,其余处理均较 CK 差异显著。随着猪粪和稻秆施用量的增加,土壤碱解氮、速效磷、速效钾和有机碳组分 HA、FA 的含量以及 HA/FA 均有不同程度的提高,增幅为 0.28%~466.53%;添加猪粪和 CaCO_3 处理的绿穗苋 Cd 含量无显著变化,而施用水稻秸秆促进了绿穗苋对土壤 Cd 的吸收,与 CK 相比,PM0.5 和 PM3 处理增加了绿穗苋总 Cd 积累量,增幅分别为 162.77%和 16.09%;两年的盆栽试验各处理土壤总 Cd 含量降幅为 0.009~0.109 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,且 PM0.5 处理的绿穗苋提取 Cd 效果最明显。综上所述,施用 0.5% 的稻秆可用来强化绿穗苋对石灰性土壤 Cd 的提取。

关键词:镉污染土壤;绿穗苋;植物修复;辅料

中图分类号:S156; S553 **文献标志码:**A

Effects of different additives on the remediation of cadmium-contaminated soil by *Amaranthus hybridus* L.

HUANG Tiangang, CHANG Huiqing, ZHOU Rui, WANG Qizhen

(School of Agriculture, Henan University of Science and Technology, Luoyang, Henan 471000, China)

Abstract: A pot experiment was conducted to investigate the phytoremediation effects of *Amaranthus hybridus* L. on Cd-contaminated calcareous wheat fields in a specific region of Henan Province. Three different amendments—pig manure, rice straw, and calcium carbonate—were applied to assess their impact on the phytoremediation efficiency of *Amaranthus hybridus* L. in Cd-contaminated soil. Ten treatments were used: basal fertilizer (N, P, K) (CK), basal fertilizer + 0.5% pig manure (RS0.5), basal fertilizer + 1% pig manure (RS1), basal fertilizer + 3% pig manure (RS3), basal fertilizer + 0.5% straw (PM0.5), basal fertilizer + 1% straw (PM1), basal fertilizer + 3% straw (PM3), basal fertilizer + 1% CaCO_3 (CC1), basal fertilizer + 3% CaCO_3 (CC3), and basal fertilizer + 5% CaCO_3 (CC5). Through the treatments, the auxiliary material application scheme that benefits the extraction of Cd from plants was evaluated. The results showed that the soil pH of pig manure and rice straw treatments was lower than that of the control (CK), with the pH of PM3 being significantly lower than CK by 0.13 and 0.09 in 2020 and 2021, respectively. In contrast, the soil pH of the calcium carbonate treatment was higher than CK, with an increase ranging from 0.89% to 4.87%. Additionally, except for the soil treated with CC1 in 2021, the pH of all other treatments showed significant changes. Compared to CK, the contents of available nitrogen, available phosphorus, available potassium, humic acid (HA), fulvic acid (FA), and the HA/FA ratio in the soil

treated with pig manure or rice straw increased to varying degrees, with increases ranging from 0.28% to 466.53%. By the treatment of pig manure and calcium carbonate, there was no significant change in the content of Cd in *Amaranthus hybridus* L., while the application of rice straw in the previous crop soil promoted the absorption of Cd by *Amaranthus hybridus* L., compared with CK, 0.5% and 3% rice straw treatments increased the total accumulation of Cd in *Amaranthus hybridus* L. by 162.77% and 16.09%. In 2021, after the soil was treated with *Amaranthus hybridus* L., the total Cd content in the soil of each treatment was lower than in 2020, ranging from 0.009 to 0.109 mg · kg⁻¹. The extraction effect of *Amaranthus hybridus* L. was most significant in the soil treated with 0.5% rice straw. Overall, the application of 0.5% rice straw enhanced the Cd extraction ability of *Amaranthus hybridus* L.

Keywords: cadmium polluted soil; *Amaranthus hybridus* L.; phytoremediation; additives

随着工业化和城镇化的快速发展,土壤重金属污染已经成为一个严重的环境问题^[1],其中以重金属镉(Cd)的污染物点位超标率最高^[2]。相对于较大范围的耕地污染,局部地区的污染主要是由于地区产业布局结构不合理,造成一些典型地块或周边土壤污染严重。北方小麦主产区 Cd 污染多为点状分布,而在污灌区,小麦 Cd 污染呈现一定面积的片状分布,部分小麦籽粒 Cd 超标严重。因此,针对北方碱性土壤小麦主产区 Cd 污染修复的研究报道备受关注^[3]。

目前,关于对 Cd 污染农田的植物修复已有大量报道^[4]。我国杭州的东南景天^[5]和广州的宝山堇菜^[6],以及来自印度的芥菜^[7]等均为具有较高 Cd 富集效果的植物,已被用于南方酸性 Cd 污染土壤的修复中,但在较低 Cd 污染石灰性土壤上难以发挥作用,这是由于上述植物耐受能力差,生长较慢、生物量小且 Cd 在石灰性土壤中的有效性并不高,难以发挥 Cd 超积累植物的修复优势。因此,选择适合的修复植物是利用植物提取土壤重金属的必要前提^[8]。绿穗苋(*Amaranthus hybridus* L.)作为苋科苋属一年生植物,其对 Cd 有较强的富集能力^[9],且具有生长速度快、生物量大、易于栽培、分布广泛等优点。综上所述,绿穗苋可作为碱性 Cd 污染土壤的修复植物^[10]。

在植物修复 Cd 污染土壤的过程中,添加的有机-无机物料会直接影响植物对 Cd 污染的修复效果。前人发现添加笋壳、水稻秸秆等有机物料有利于提高植物对 Cd 等重金属的吸收和提取^[11-12]。但也有研究表明,施加不同量的牛粪、菌渣等有机物料时,则会显著降低土壤中 Cd 的生物可利用率,从而影响植物对 Cd 的吸收^[13]。此外,添加无机物料 CaCO₃ 可以在一定程度上调节土壤的 pH 值,从而降低植物对 Cd 等重金属的吸收^[14],因此,辅料添加对植物修复 Cd 等重金属的效果,与物料种类、物料添加量和土壤性质等因素均有关。目前国内外 Cd

污染土壤的治理方法主要有叶面喷施阻隔剂、施用钝化剂、低累积品种筛选法等^[15],尽管这些方法都具有一定的修复效果,但麦田 Cd 的修复技术大都只集中于单一的修复模式,利用绿穗苋对石灰性土壤 Cd 进行修复过程中辅以添加有机和无机物料的研究较少,尤其是添加猪粪、稻秆和 CaCO₃ 等不同辅料对修复过程中绿穗苋 Cd 富集效果并不明确。因此,本研究以 Cd 污染石灰性麦田土壤为研究对象,探究分别施用不同量猪粪、稻秆和 CaCO₃ 对绿穗苋修复 Cd 污染土壤的影响,以期为田间绿穗苋实际修复 Cd 污染土壤提供借鉴和参考。

1 材料与方法

1.1 供试材料

供试植物绿穗苋筛选自河南新乡市某 Cd 污染土壤区,采集完全成熟后的绿穗苋种子备用。供试盆栽土壤为河南省新乡市某污灌渠(113°45′53″E, 35°23′32″N)附近遭受 Cd 污染的停耕农田,采样时间为 2019 年 9 月,采样深度为 0~20 cm 土壤。采集的土样放置在防水布上自然风干,自然风干后的土样去除砂砾、植物根系等,将风干的土壤磨碎、混匀、过 20 目筛备用。取样土壤主要理化性质指标如表 1 所示。

供试有机物料为腐熟猪粪和腐熟稻秆,无机物料为 CaCO₃,其主要理化性质见表 2。

1.2 试验设计

盆栽试验在河南科技大学农场(112°28′12″E, 34°24′36″N)内进行,共设 10 个处理,对照处理(CK)为每盆只添加尿素 2.60 g(氮质量分数 46.00%),过磷酸钙 4.2 g(有效磷质量分数 16.00%),KCl 1.30 g(钾质量分数 60.00%),另设分别单独添加不同量的猪粪、稻秆和 CaCO₃ 处理,其中猪粪和稻秆添加量均分别为盆中土量的 0.5%、1%和 3%,CaCO₃ 添加量分别为盆中土量的 1%、3%和 5%,分别表示为 RS0.5、RS1、RS3、PM0.5、PM1、PM3 和 CC1、CC3、CC5,每个

表 1 供试土壤基础理化性质
Table 1 Basic physical and chemical properties of the tested soil

pH	有机质 Organic matter /(g·kg ⁻¹)	碱解氮 Alkaline hydrolysis nitrogen /(mg·kg ⁻¹)	速效磷 Available phosphorus /(mg·kg ⁻¹)	速效钾 Available potassium /(mg·kg ⁻¹)	总 Cd Total Cd /(mg·kg ⁻¹)	DTPA-Cd /(mg·kg ⁻¹)	CaCO ₃ Calcium carbonate/%
8.30	32.75	127.20	22.10	111.37	2.01	0.84	3.74

表 2 供试物料基础理化性质
Table 2 Basic physical and chemical properties of the tested materials

供试物料 Material	pH	全氮 Total nitrogen /(g·kg ⁻¹)	全磷 Total phosphorus /(g·kg ⁻¹)	总镉 Total Cd /(mg·kg ⁻¹)	DTPA-Cd /(mg·kg ⁻¹)
腐熟稻秆 Rotten rice straw	7.81	8.10	3.80	0.15	0.02
腐熟猪粪 Rotten pig manure	7.57	13.30	8.10	0.20	0.02
CaCO ₃ Calcium carbonate	8.75	-	-	-	-

注：“-”代表未检出。
Note:“-” represent not detected.

处理重复 3 盆。称取 8 kg 风干土置于高 40 cm、直径 30 cm 的塑料盆中,称取上述所需猪粪、稻秆和 CaCO₃,同时称取氮、磷、钾肥料(同上等量)与土壤混合均匀。猪粪、稻秆和 CaCO₃ 仅在 2020 年种植前施用一次,氮、磷、钾肥料在 2020 年和 2021 年种植前均施用一次,调节土壤水分田间持水量的 80%,每年 6 月上旬选取大小一致的绿穗苋幼苗,用去离子水将其根部土壤清洗干净后,移栽到盆栽中,每盆 1 株绿穗苋,在河南科技大学农场试验田中培养,期间进行正常的浇水管理,并于当年 9 月份收获。

1.3 样品采集与分析

样品采集:绿穗苋收获后,将其植株分为茎、叶和根三部分,先用自来水冲洗干净后,再用去离子水多次冲洗,随后置于烘箱中 110℃ 杀青 20 min,然后在 75℃ 烘干至恒重,粉碎备用。同时取盆栽土壤样品用于各参数分析。

植物、土壤样品 Cd 含量测定:称取适量的植物、土壤样品,消煮并定容待测,同时消煮土壤标准参比物(GSS-8)进行质量控制^[16]。

土壤 Cd 有效态提取:称取一定量的土壤样品,采用 DTPA-TEA 浸提液 180 r·min⁻¹ 振荡 2 h 提取,浸提液用定量滤纸过滤备用。所有样品的 Cd 含量使用电感耦合等离子体发射光谱仪(ICP-MS)

测定^[17]。

土壤 pH 值采用玻璃电极法测定,水土比为 1 : 2.5;土壤有机质含量采用重铬酸钾外加热法测定;分别采用碱解扩散法、钼蓝比色法、乙酸铵提取法测定土壤碱解氮、有效磷和速效钾含量^[16]。

土壤活性 CaCO₃ 用高锰酸钾滴定法测定^[18];土壤胡敏酸和富里酸先用酸沉淀法提取^[19],再用丘林法测定^[20]。

1.4 数据处理

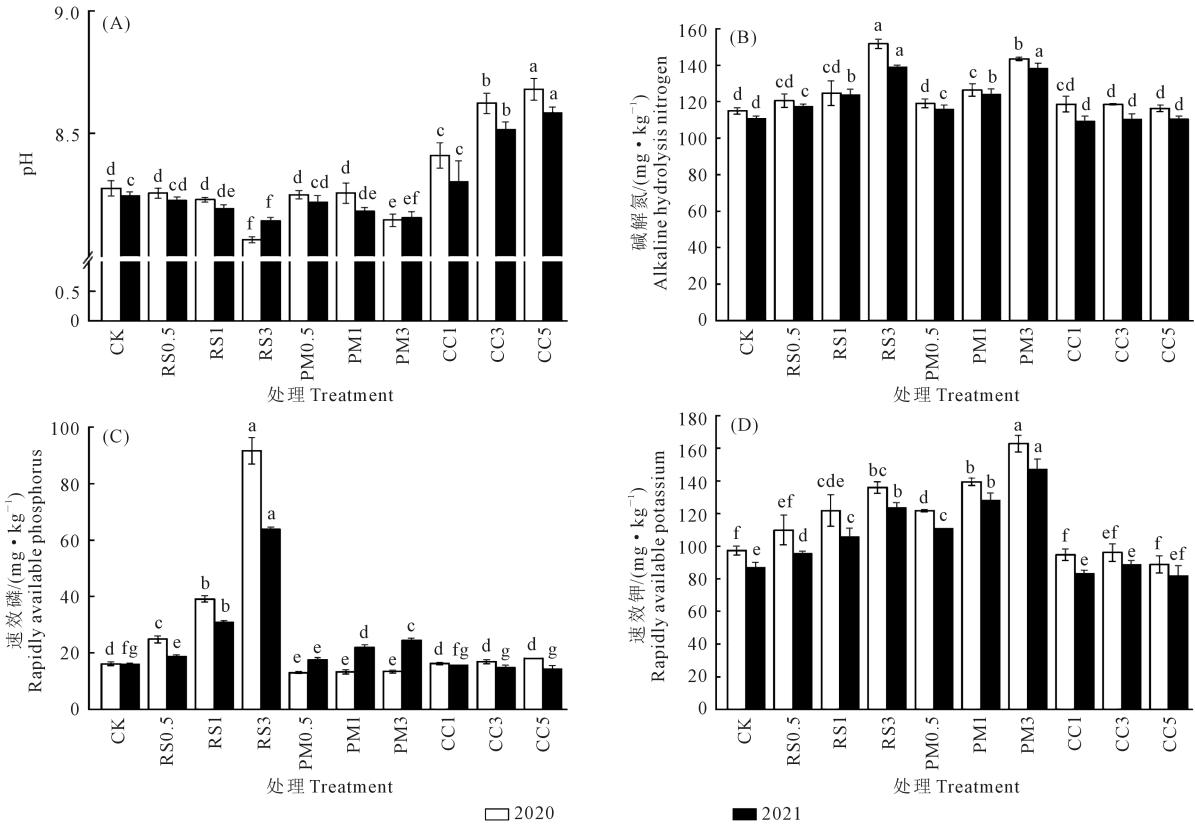
使用 Excel 2019 进行数据处理,采用 SPSS 23.0 软件进行方差分析和相关性分析,不同处理间采用最小显著差异法进行差异显著性检验($P<0.05$),采用 Origin 2021 进行绘图。

2 结果与分析

2.1 绿穗苋收获后土壤 pH 值和速效养分的变化

绿穗苋收获后,各处理土壤 pH 值的变化见图 1A。施用猪粪和稻秆处理的土壤 pH 值均低于对照,其中施加 3% 猪粪和 3% 稻秆处理的 pH 值在 2020 年较对照分别显著降低 0.21 和 0.13,在 2021 年分别显著低于对照 0.11 和 0.09。经 CaCO₃ 处理的土壤 pH 值在 2020 年均显著高于对照,且随 CaCO₃ 施用量的增加 pH 值呈上升趋势,其中以施加 5%CaCO₃ 处理的土壤 pH 值最高,在 2020 年和 2021 年土壤 pH 值较对照分别显著增加 0.40 和 0.33。

不同处理对土壤速效养分的影响见图 1B~D。与对照相比,猪粪和稻秆处理的碱解氮、速效磷和速效钾含量均有不同程度的提高,且随着猪粪和稻秆施用量的增加,上述土壤速效养分含量也呈上升趋势。在 3%猪粪和 3%稻秆处理下,2020 年土壤碱解氮含量较对照处理分别显著增加 32.10% 和 24.84%,速效钾含量显著增加 39.90% 和 67.44%;猪粪处理显著增加了土壤速效磷含量(17.81%~466.63%);2021 年各添加量稻秆处理的速效磷含量都显著高于对照处理,分别升高了 10.88%、38.07% 和 54.06%;CaCO₃ 为粉末状无机材料,因此施用 CaCO₃ 对 2020、2021 年土壤速效养分含量均无显著影响。



注：图中不同字母表示同一年份不同处理之间在 $P < 0.05$ 的水平上差异显著，下同。
Note: Different letters in the figure indicate significant differences between different treatments in the same year at the level of $P < 0.05$, The same below.

图 1 不同处理下土壤 pH 值、碱解氮、速效磷和速效钾的变化

Fig.1 Changes of soil pH,alkali-hydrolyisable N ,available P and available K under different treatments

2.2 绿穗苋收获后土壤碳组分及 HA/FA 的变化

从图 2A 可以看出,2020 年施加 3%猪粪和 3%稻秆处理的土壤有机质含量较对照分别显著提高 27.55%、29.07%,2021 年施加 3%猪粪和 3%稻秆处理的土壤有机质含量较对照分别显著提高 36.68%、36.65%;而 CaCO_3 处理的土壤有机质含量则呈下降趋势,其中施加 5% CaCO_3 处理的土壤有机质含量与对照差异显著,在 2020 年和 2021 年分别下降 6.03%和 22.19% ($P < 0.05$)。2020 年施加 3%猪粪和 3%稻秆处理土壤 DOC 含量分别高于对照 45.89%、72.09%,2021 年施加 3%猪粪和 3%稻秆处理土壤 DOC 含量分别高于对照 84.36%、83.77%(图 2B);2021 年 CaCO_3 处理土壤 DOC 与对照相比呈下降趋势。在图 2C 中,施加 3%猪粪和 3%稻秆处理在 2020 年土壤易氧化有机碳含量分别高于对照 38.44%和 66.12%,同样 2021 年较对照分别提高 43.01%和 53.31%; CaCO_3 处理下除 2020 年 1%添加量的土壤易氧化有机碳含量较对照显著降低 8.70%,其他处理较对照无显著变化。与对照相比,施加 5% CaCO_3 处理的土壤活性 CaCO_3 含量在 2020

年和 2021 年分别显著高于对照 23.61%和 16.06% (图 2D)。总体而言,2021 年绿穗苋收获后土壤各碳组分含量均低于 2020 年的同期含量。

由表 3 可知,随着猪粪和稻秆的施用量增加,土壤 HA 和 FA 的含量及 HA/FA 均呈逐渐升高的趋势。与对照相比,添加 3%猪粪后,土壤 2020 年和 2021 年的 HA 含量分别显著增加 $0.49 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $0.53 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$;在 2020 年,施加 0.5%猪粪处理的土壤 FA 含量较对照显著降低 18.92%,其他处理无显著变化,但 2021 年的 FA 含量显著增加 $0.33 \sim 0.95 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$;2020 年施加 1%和 3%猪粪处理的 HA/FA 较 CK 处理分别显著增加 26.67%和 33.33%。与对照相比,施加 3%稻秆处理土壤的 HA 含量在 2020 年和 2021 年分别显著增加 $0.60 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $0.52 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$,FA 含量分别显著增加 $0.24 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $0.33 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$;在 3%稻秆处理下,两年 HA/FA 较 CK 处理分别显著增加 27.62%和 22.06%。与对照相比,2020 年,施加 5% CaCO_3 处理的 HA 含量显著降低 $0.53 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$,2021 年,HA 和 FA 含量分别显著降低 15.93%和 8.38%,2020 年 HA/FA 显著降低 49.52%。

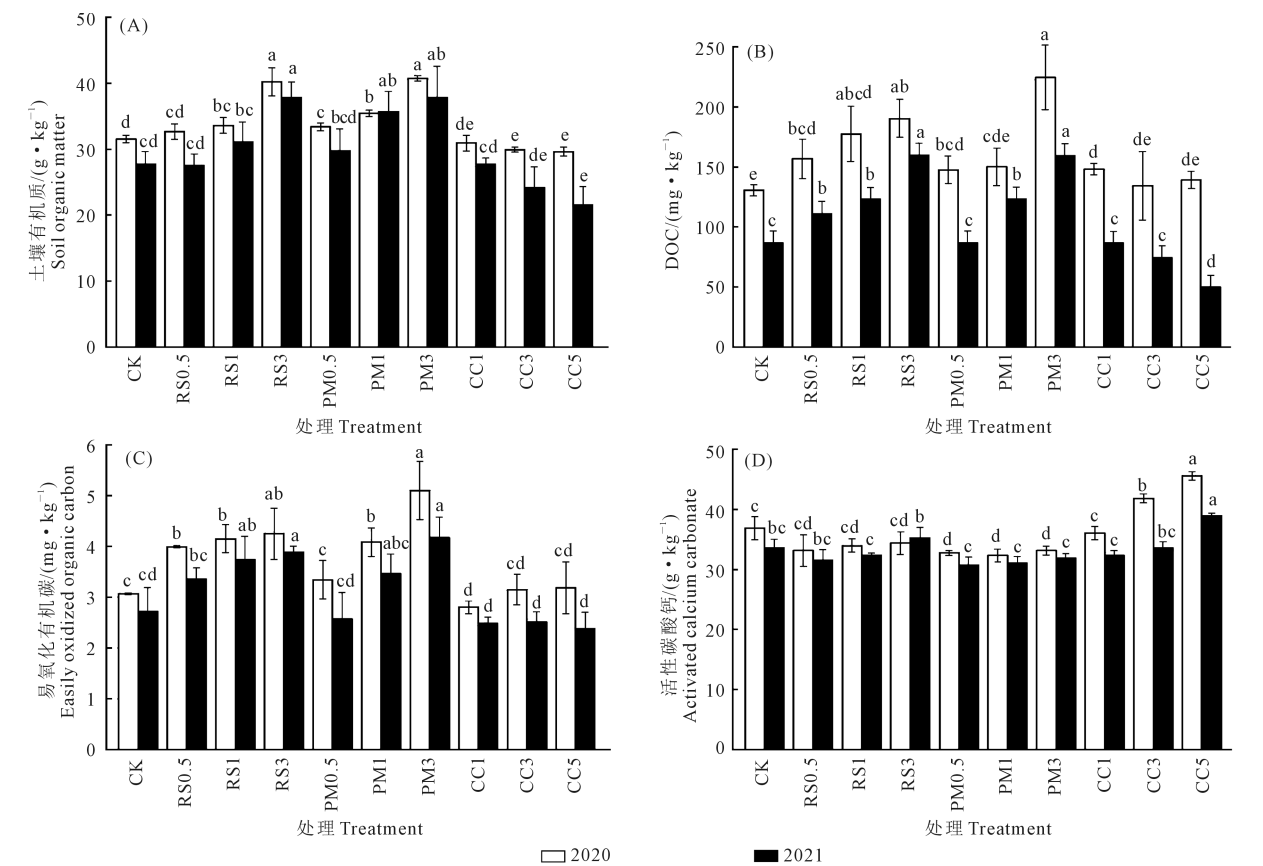


图2 猪粪、稻秆和 CaCO_3 对土壤有机质、DOC、易氧化有机碳和活性 CaCO_3 的影响
Fig.2 Effects of pig manure, rice straw and calcium carbonate on soil organic matter, DOC, easily oxidized organic carbon and activated calcium carbonate

表3 不同处理土壤胡敏酸(HA)与富里酸(FA)及 HA/FA 的变化

Table 3 Changes in humic acid (HA), fulvic acid (FA), and HA/FA in different soil treatments

处理 Treatment	HA/($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)		FA/($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)		HA/FA	
	2020	2021	2020	2021	2020	2021
CK	1.16±0.06e	1.13±0.02c	1.11±0.00c	1.67±0.08cd	1.05±0.06b	0.68±0.05bc
RS0.5	1.02±0.07f	1.03±0.04de	0.90±0.07d	2.03±0.08b	1.15±0.10ab	0.51±0.04d
RS1	1.29±0.03d	1.31±0.02b	1.01±0.14cd	2.00±0.05b	1.33±0.19a	0.65±0.01c
RS3	1.65±0.03b	1.66±0.02a	1.21±0.12abc	2.62±0.10a	1.40±0.17a	0.64±0.03c
PM0.5	1.18±0.06e	1.18±0.03c	1.09±0.10c	1.78±0.09c	1.10±0.14ab	0.67±0.05bc
PM1	1.43±0.07c	1.32±0.05b	1.17±0.01c	1.94±0.06b	1.23±0.06a	0.68±0.05bc
PM3	1.76±0.04a	1.65±0.03a	1.35±0.13ab	2.00±0.08b	1.34±0.16a	0.83±0.05a
CC1	0.95±0.02f	1.15±0.01c	1.37±0.10a	1.65±0.06cd	0.70±0.04c	0.70±0.03b
CC3	0.74±0.02g	1.11±0.05cd	1.37±0.04a	1.62±0.01d	0.54±0.03d	0.68±0.03bc
CC5	0.63±0.10g	0.95±0.08e	1.21±0.04bc	1.53±0.04e	0.53±0.10d	0.62±0.04c

注:同列不同字母表示处理间在 $P < 0.05$ 水平差异显著,下同。
Note: Different letters in the same column indicate significant difference at $P < 0.05$ level between different treatments, the same below.

2.3 绿穗苋不同部位 Cd 含量的变化

如表 4 所示,在猪粪处理的土壤中种植绿穗苋后,2020 年与 CK 相比,RS0.5 处理绿穗苋根 Cd 含量显著增加 15.67%,其他猪粪处理组绿穗苋的根和茎 Cd 含量较对照无显著变化;绿穗苋叶中 Cd 含量,除 2020 年在 1% 和 3% 猪粪处理较对照显著增加了 13.74% 和 35.13% 外,其他猪粪处理均与对照无

显著差异。猪粪施用量高的处理(RS3)绿穗苋根中 Cd 含量均低于猪粪施用量低的治疗;在 2020 年,茎中 Cd 含量随猪粪施用量呈下降趋势,而在 2021 年茎中 Cd 含量随猪粪施用量呈上升趋势,叶中 Cd 含量在 2020 年和 2021 年两季中均随猪粪施用量呈上升趋势,同时绿穗苋根中 Cd 含量 2021 年均低于 2020 年。

施用稻秆处理的绿穗苋根和叶中 Cd 含量均显著高于对照,分别增加了 93.68%~192.91%和 47.99%~100.11%,2020 年绿穗苋根中 Cd 含量随着稻秆施用量的增加呈下降的趋势,2021 年绿穗苋根中 Cd 含量则随稻秆施用量的增加呈上升趋势,且在施加少量稻秆处理组(0.5%、1%)中,2021 年绿穗苋根中 Cd 含量均低于 2020 年。施加 CaCO₃ 处理后,2020 年绿穗苋根、茎、叶中 Cd 含量均与对照无显著差异,而在 2021 年,施加 5%CaCO₃ 处理的绿穗苋根、茎中 Cd 含量较对照分别显著降低 15.99%和 16.67%。总体来说,绿穗苋中 Cd 的含量分布规律为根>叶>茎。

2.4 绿穗苋对土壤 Cd 的积累量

绿穗苋地上部和根部的 Cd 积累量占整株积累量的百分比分别为 27.59%~57.44%和 42.56%~72.41%(表 5)。在两年修复后各处理组与 CK 相比,仅施加 0.5%和 3%稻秆处理增加了绿穗苋 Cd 总积累量,增幅为 162.77%和 16.09%,说明绿穗苋 Cd 积累量受施用物料种类的影响,施用水稻秸秆对绿穗苋 Cd 的积累效果较好,PM0.5 和 PM3 处理 Cd 总

积累量分别可达到每盆 738.78 μg 和 326.39 μg。此外,比较同一种物料施加量之间对 Cd 积累量的效果可以发现,稻秆低用量(0.5%)、猪粪和 CaCO₃ 高用量(3%和 5%)条件下,绿穗苋 Cd 总积累量较高。施加猪粪处理和 CaCO₃ 处理后的绿穗苋地上部 Cd 积累量大于根部积累量,而施加稻秆处理则表现为根部 Cd 积累量大于地上部积累量,且整体上 2021 年绿穗苋 Cd 总积累量高于 2020 年。

2.5 绿穗苋收获后土壤 Cd 含量的变化

经绿穗苋提取后的土壤总 Cd 和 DTPA-Cd(有效态 Cd,下同)均有一定的变化(表 6)。2021 年各处理土壤总 Cd 含量均低于 2020 年,变化幅度介于 0.009~0.109 mg·kg⁻¹之间,以施加 0.5%稻秆处理的土壤绿穗苋提取 Cd 效果最明显。2021 年土壤 DTPA-Cd 含量较 2020 年均升高,其中对照处理升高 33.38%,施加猪粪和稻秆处理分别升高了 38.13%~53.64%和 25.10%~28.96%,而施加 CaCO₃ 处理上升幅度最小,仅为 1.13%~10.72%。在 2020 年,随猪粪施用量的增加,DTPA-Cd 含量呈下降趋势,但 2021 年则随猪粪施用量的增加呈上升趋势,两年施

表 4 绿穗苋不同部位 Cd 含量的变化
Table 4 Changes in Cd content in different parts of *Amaranthus hybridus* L.

处理 Treatment	根 Root/(mg·kg ⁻¹)		茎 Stem/(mg·kg ⁻¹)		叶 Leaves/(mg·kg ⁻¹)	
	2020	2021	2020	2021	2020	2021
CK	2.96±0.41d	2.69±0.29c	0.26±0.08ab	0.30±0.03ab	0.50±0.01d	0.49±0.04d
RS0.5	3.51±0.05c	2.74±0.27c	0.35±0.02a	0.30±0.01b	0.49±0.03d	0.51±0.04d
RS1	2.74±0.32d	2.48±0.28cd	0.27±0.04ab	0.32±0.04ab	0.56±0.04c	0.53±0.01d
RS3	2.92±0.41d	2.54±0.17c	0.21±0.02b	0.34±0.02a	0.67±0.02b	0.58±0.07cd
PM0.5	8.67±0.37a	5.21±0.53b	0.35±0.06a	0.29±0.03bc	0.73±0.05b	0.75±0.11bc
PM1	6.62±1.29b	5.79±0.61b	0.25±0.03ab	0.32±0.02ab	0.82±0.03a	0.79±0.08b
PM3	6.05±0.33b	6.60±0.19a	0.34±0.06a	0.30±0.05abc	0.82±0.01a	0.98±0.05a
CC1	2.68±0.18d	2.24±0.08d	0.31±0.06a	0.36±0.04a	0.55±0.09cd	0.52±0.03d
CC3	3.22±0.47cd	2.05±0.09e	0.30±0.07ab	0.35±0.06ab	0.44±0.03d	0.49±0.07d
CC5	2.46±0.29d	2.26±0.12de	0.35±0.08a	0.25±0.01c	0.54±0.08cd	0.52±0.07d

表 5 绿穗苋对镉的积累量
Table 5 Accumulation of Cd by *Amaranthus hybridus* L.

处理 Treatment	根 Root/(μg·pot ⁻¹)		地上部 Shoot/(μg·pot ⁻¹)		总积累量 Total/(μg·pot ⁻¹)	
	2020	2021	2020	2021	2020	2021
CK	58.51±6.68e	155.60±64.40bc	59.27±7.00c	125.56±13.02b	117.78±10.69c	281.15±67.43b
RS0.5	45.30±1.92d	44.05±9.11e	50.06±6.21cd	46.43±15.60d	95.36±4.63d	90.48±24.42d
RS1	35.82±4.56e	70.27±15.96d	42.27±4.87de	88.73±37.26bcd	78.10±8.38e	159.00±52.84cd
RS3	49.72±4.50cd	98.78±35.76cd	55.18±8.95cd	112.65±36.59bc	104.90±8.86cd	211.43±69.06bc
PM0.5	237.89±6.87a	526.24±46.34a	90.64±8.86a	212.55±20.88a	328.54±15.47a	738.78±67.21a
PM1	96.75±3.34b	134.54±26.29bc	51.32±3.22c	76.72±22.55cd	148.06±3.27b	211.26±48.82bc
PM3	94.78±16.42b	214.96±83.60b	67.52±1.18b	111.43±35.55bc	162.30±16.09b	326.39±119.15b
CC1	32.29±10.23ef	77.51±2.54d	36.61±5.31e	101.65±46.91bcd	68.90±15.53ef	179.16±46.22bc
CC3	23.42±4.84f	70.73±19.72de	31.60±5.07e	92.99±22.01bc	55.02±9.84f	163.72±36.02c
CC5	39.27±3.19e	98.82±8.46c	50.35±14.83cde	78.39±6.78c	89.62±17.67cde	177.20±15.05c

加稻秆处理后的土壤 DTPA-Cd 含量均随稻秆施用量的增加而呈上升趋势,而施加 CaCO_3 处理的 DTPA-Cd 含量则随 CaCO_3 施用量的增加而呈下降趋势。

2.6 土壤 DTPA-Cd 与 pH、HA/FA 和活性 CaCO_3 的关系

土壤有效态 Cd 的含量与土壤特性密切相关,如土壤 pH 值、有机质组成等。本研究对栽培两年绿穗苋后的土壤 DTPA-Cd 含量与土壤 pH 值、HA/

FA、活性 CaCO_3 进行了相关分析,结果如图 3 所示。图 3A 结果表明,施用猪粪、稻秆和 CaCO_3 后,土壤 pH 值与 DTPA-Cd 呈极显著的负相关关系 ($R^2 = 0.8613, P < 0.01$);猪粪和稻秆施入土壤后,土壤 DTPA-Cd 含量与 HA/FA 均呈极显著正相关关系 ($R^2 = 0.7825, P < 0.01$) ($R^2 = 0.4180, P < 0.01$) (图 3B、C); CaCO_3 施入土壤后,土壤 DTPA-Cd 含量与活性 CaCO_3 呈极显著负相关关系 ($R^2 = 0.8372, P < 0.01$) (图 3D)。

表 6 绿穗苋提取后土壤中镉含量的变化
Table 6 Changes in Cd content in soil after phytoremediation

处理 Treatment	总镉 Total Cd/(mg · kg ⁻¹)		DTPA-Cd/(mg · kg ⁻¹)	
	2020	2021	2020	2021
CK	1.967±0.027de	1.930±0.013cd	0.740±0.010b	0.987±0.001e
RS0.5	1.987±0.016d	1.967±0.051abcd	0.729±0.023bc	1.007±0.004b
RS1	1.938±0.008e	1.929±0.012cd	0.715±0.002c	1.028±0.003a
RS3	2.045±0.023a	1.990±0.008ab	0.673±0.007d	1.034±0.003a
PM0.5	1.974±0.013d	1.865±0.076d	0.777±0.015a	0.972±0.012d
PM1	1.985±0.000d	1.932±0.006cd	0.794±0.016a	1.000±0.009b
PM3	2.016±0.005b	1.935±0.013cd	0.801±0.016a	1.033±0.013a
CC1	2.001±0.008c	1.992±0.003a	0.734±0.03bc	0.794±0.016e
CC3	1.997±0.013cd	1.988±0.010ab	0.709±0.006c	0.785±0.007e
CC5	1.990±0.010d	1.974±0.010b	0.620±0.028e	0.627±0.006f

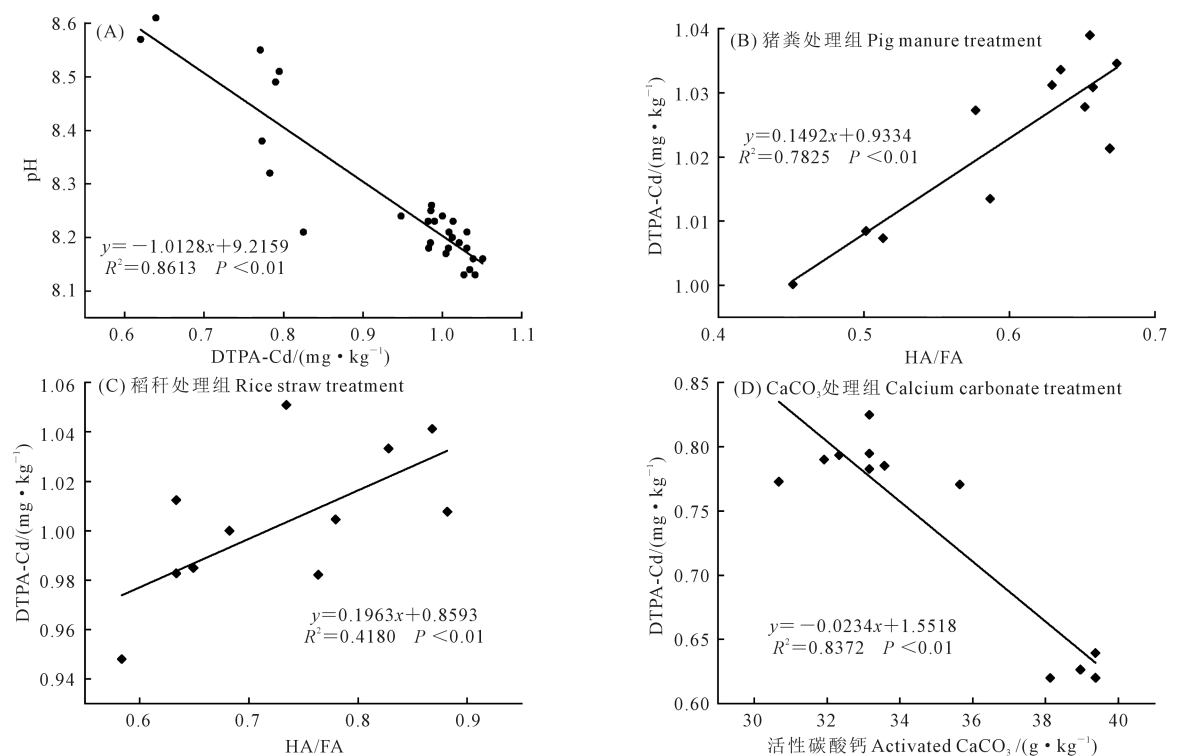


图 3 土壤 DTPA-Cd 与土壤 pH、HA/FA 和活性 CaCO_3 的关系

Fig.3 Relationship of soil DTPA-Cd with soil pH,HA/FA and activated calcium carbonate

3 讨论

修复植物的生长会受到土壤养分变化的影响。研究表明添加腐熟后的猪粪和稻秆,土壤速效氮、磷、钾养分含量提高,能为绿穗苋的生长提供养分,促进绿穗苋的生长,加快绿穗苋对土壤中 Cd 的吸收^[21]。本研究也表明施用不同量的猪粪和稻秆均增加了土壤中碱解氮、速效磷和速效钾的含量,因此施加猪粪和稻秆处理可以促进绿穗苋的生长,其中以施加稻秆处理绿穗苋对 Cd 的吸收效果更显著;而施加 CaCO_3 处理对土壤速效养分没有明显影响,对绿穗苋的生长影响也不明显,导致 CaCO_3 处理土壤中绿穗苋对 Cd 的吸收量也相对较少。

植物修复 Cd 污染农田土壤的效果与辅料添加的种类和添加量有关。大量研究表明,添加外源物料可影响植物对 Cd 的吸收^[22],以 0.5% 物料添加为例,猪粪和 CaCO_3 可以降低土壤有效态 Cd 的含量,从而明显降低作物各部位对 Cd 的吸收^[23-24]。陕红等^[25]研究发现,施用不同浓度的秸秆和猪粪均可显著降低作物各部位 Cd 含量,施用秸秆和猪粪均可促进土壤 Cd 由活性较强的交换态向其他形态转化。本研究发现,施加 3% 猪粪处理的绿穗苋 Cd 积累量高于施加 0.5% 猪粪处理,施加 0.5% 稻秆处理下的绿穗苋 Cd 积累量高于施加 3% 稻秆处理,施加 1% CaCO_3 处理绿穗苋 Cd 积累量高于施加 5% CaCO_3 处理。因此,不同辅料添加对绿穗苋修复 Cd 污染土壤的影响效果存在差异,后期需要多年研究来验证其对土壤 Cd 的修复稳定性效果。

土壤有机质组分是表征土壤质量和养分循环的重要指标^[26],土壤有机质部分组分可与重金属形成稳定的有机配合物,从而影响土壤中重金属的形态特征和有效性^[27]。本研究中,猪粪和稻秆的施用均提高了土壤有机质、易氧化有机碳和 DOC 的含量,易氧化有机碳和 DOC 是碳组分中较活跃组分,其中 DOC 通常含有多样的功能基团,包括—OH, —NH₂, —C=O 和—COOH, 因此其可以促进与重金属螯合,使 Cd 在土壤中的可迁移性增大,增加水溶性 Cd 含量^[28]。如藤菜对 Cd 的吸收量会随土壤中 DOC 含量的增加而增加,提高 Cd 的活性^[29],促进绿穗苋对 Cd 的吸收。HA 和 FA 作为土壤有机质最主要的组成成分,其带有多种重要的络合官能团和螯合基团(如羧基、酚羟基等),这些基团可与金属离子形成络合物,从而影响 Cd 的有效性。辅料添加还可改变 HA 和 FA 的比例,从而影响其与 Cd 离子的络合与螯合作用^[25],并进一步影响其生物有

效性^[30]。其中 HA 与金属离子形成的络合物难溶于水^[31],FA 与金属离子形成的络合物溶解性较大^[32]。本研究中,随猪粪与稻秆施用量的增加,土壤中 HA/FA 上升,而相关分析结果表明,施加两年猪粪和稻秆处理的土壤中 DTPA-Cd 含量与 HA/FA 呈极显著正相关关系,这可能与 HA 和 FA 的形成速度有关^[33],FA 的形成速度大于 HA,所以 FA 与 Cd 形成的络合物较多,增加了 Cd 的有效性。

土壤 pH 值的变化也会影响 Cd 有效性, Li 等^[34]研究表明,植物根系分泌物可以酸化根际土壤环境,从而提高土壤 Cd 有效性,有利于植物吸收土壤中有有效态 Cd,而施用 CaCO_3 提高了土壤活性 CaCO_3 的含量,同时活性 CaCO_3 的分解使交换性 Ca^{2+} 增加,导致土壤盐基饱和度增大,引起土壤的 pH 值缓慢增加,从而使土壤溶液中的 OH⁻ 含量也缓慢上升,导致土壤中负电荷增加,促进金属阳离子的吸附,使土壤中金属 Cd^{2+} 离子的有效性降低,减少可交换态金属 Cd^{2+} 离子浓度^[35],本研究的相关分析结果也表明,土壤 pH、施加活性 CaCO_3 量与 DTPA-Cd 均呈极显著的负相关关系, CaCO_3 添加导致土壤 pH 值升高同时也减小了 Cd 的生物有效性。

4 结论

1) 绿穗苋修复条件下,猪粪与稻秆添加在不同程度上增加 Cd 污染土壤中有机质和速效养分的含量, CaCO_3 添加增加 Cd 污染土壤中活性 CaCO_3 的含量,增幅为 0.05%~23.60%。猪粪和稻秆添加后主要是通过改变土壤有机碳组分来影响 Cd 的有效性,而添加 CaCO_3 主要是通过改变土壤 pH 值来影响 Cd 有效性。

2) 施加 0.5% 稻秆处理促进了绿穗苋对 Cd 的吸收,绿穗苋对土壤 Cd 的修复效率提高了 178.94%。因此,建议可施用 0.5% 稻秆来强化绿穗苋对污染土壤 Cd 的吸收效果。

参考文献:

- [1] SAXENA G, BHARGAVA R N. Bioremediation of industrial waste for environmental safety volume 1: Industrial waste and its management [M]. Singapore: Springer Singapore, 2020: 357-387.
- [2] 郭日, 张盈盈, 臧加伟, 等. 中国十省市土壤重金属镉生态风险和 health 风险评估[J]. 环境卫生学杂志, 2023, 13(9): 680-685, 695.
GUO R, ZHANG Y Y, ZANG J W, et al. Ecological and health risk assessment of cadmium in soil of ten provinces and cities, China[J]. Journal of Environmental Hygiene, 2023, 13(9): 680-685, 695.
- [3] 陈奕暄, 邓潇, 杨洋, 等. 亚麻—水稻轮作模式对镉污染土壤修复潜力研究[J]. 作物研究, 2022, 36(2): 126-131.
CHEN Y X, DENG X, YANG Y, et al. The potential of flax-rice rota-

tion for remediation of cadmium contaminated soil[J]. Crop Research, 2022, 36(2): 126-131.

[4] PANDEY J, VERMA R K, SINGH S. Suitability of aromatic plants for phytoremediation of heavy metal contaminated areas: A review[J]. International Journal of Phytoremediation, 2019, 21(5): 405-418.

[5] 张杰. 超积累植物东南景天 Cd 耐性和积累的分子机制[D]. 杭州: 浙江大学, 2015.

ZHANG J. Molecular mechanisms of Cd tolerance and accumulation in metal hyperaccumulator *Sedum alfredii* Hance[D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2015.

[6] 曾伟刚, 梁义珍. 重金属污染土壤植物修复研究[J]. 环境与发展, 2017, 29(5): 132-133.

ZENG W G, LIANG Y Z. Study on phytoremediation of heavy metal contaminated soil[J]. Environment and Development, 2017, 29(5): 132-133.

[7] 俞雅君, 何琳燕. 印度芥菜在重金属污染土壤植物修复中的作用及其机理[J]. 安徽农业科学, 2010, 38(24): 13337-13339, 13377.

YU Y J, HE L Y. Effect and mechanism of *Brassica juncea* in the phytoremediation of heavy metal contaminated soil[J]. Journal of Anhui Agricultural Sciences, 2010, 38(24): 13337-13339, 13377.

[8] CRISTALDI A, CONTI G O, JHO E H, et al. Phytoremediation of contaminated soils by heavy metals and PAHs: A brief review[J]. Environmental Technology & Innovation, 2017, 8: 309-326.

[9] 邓玉兰, 徐小逊, 张世熔, 等. 不同镉浓度下绿穗苋根际环境特征与镉形态分布[J]. 农业环境科学学报, 2016, (2): 288-293.

DENG Y L, XU X X, ZHANG S R, et al. Characteristics and Cd fractions of rhizospheric soil of *Amaranthus hybridus* L. under different cadmium concentrations [J]. Journal of agro-environment science, 2016, (2): 288-293.

[10] 黄卫, 庄荣浩, 刘辉, 等. 农田土壤镉污染现状与治理方法研究进展[J]. 湖南师范大学自然科学学报, 2022, 45(1): 49-56.

HUANG W, ZHUANG R H, LIU H, et al. Recent advances of the current situation and remediation methods of cadmium contamination in paddy soil[J]. Journal of Natural Science of Hunan Normal University, 2022, 45(1): 49-56.

[11] 姚桂华, 徐海舟, 朱林刚, 等. 不同有机物料对东南景天修复重金属污染土壤效率的影响[J]. 环境科学, 2015, 36(11): 4268-4276.

YAO G H, XU H Z, ZHU L G, et al. Effects of different kinds of organic materials on soil heavy metal phytoremediation efficiency by *Sedum alfredii* Hance [J]. Environmental Science, 2015, 36(11): 4268-4276.

[12] 李昂, 侯红, 苏本营, 等. 基于 CNKI 文献分析的镉污染土壤钝化技术概况及效果评估研究[J]. 农业环境科学学报, 2019, 38(8): 1677-1684.

LI A, HOU H, SU B Y, et al. Assessment of heavy metal passivation technology and evaluation of cadmium-contaminated soil based on CNKI literature analysis [J]. Journal of Agro-environment Science, 2019, 38(8): 1677-1684.

[13] 王文斐. 有机物料还田对土壤-小麦系统重金属污染的原位修复效应研究[D]. 新乡: 河南师范大学, 2016.

WANG W F. Effects of in-situ remediation of organic materials to field on heavy metal pollution in soil-wheat system [D]. Xinxiang: Henan Normal University, 2016.

[14] 周航, 曾敏, 刘俊, 等. 施用 CaCO₃ 对土壤铅、镉、锌交换态含量及在大豆中累积分布的影响[J]. 水土保持学报, 2010, 24(4): 123-126.

ZHOU H, ZENG M, LIU J, et al. Influence of application CaCO₃ on content of Pb, Cd, Zn exchangeable in soil and the cumulative distribution of soybean plants[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2010, 24(4): 123-126.

[15] 邓婷, 吴家龙, 卢维盛, 等. 不同玉米品种对土壤镉富集和转运的差异性[J]. 农业环境科学学报, 2019, 38(6): 1265-1271.

DENG T, WU J L, LU W S, et al. Differences in cadmium accumulation and translocation in different *Zea mays* cultivars[J]. Journal of agro-environment science, 2019, 38(6): 1265-1271.

[16] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 北京: 中国农业出版社, 2000: 87-279.

BAO S D. Soil and agricultural chemistry analysis [M]. Beijing: China Agriculture Press, 2000: 87-279.

[17] 谢飞, 谷子欣, 严妍. 二乙三胺五乙酸-三乙醇胺-硝酸钙体系浸取土壤中 8 种重金属有效态[J]. 冶金分析, 2020, 40(2): 12-17.

XIE F, GU Z X, YAN Y. Extraction of eight available-state heavy metals in soil with diethytriamine pentaacetic acid-triethanolamine-calcium nitrate system [J]. Metallurgical Analysis, 2020, 40(2): 12-17.

[18] 杨黎芳, 李贵桐, 林启美, 等. 栗钙土不同土地利用方式下土壤活性 CaCO₃ [J]. 生态环境学报, 2010, 19(2): 428-432.

YANG L F, LI G T, LIN Q M, et al. Active carbonate of chestnut soils in different lands[J]. Ecology and Environment, 2010, 19(2): 428-432.

[19] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 2000: 111-126.

LU R K. Soil agrochemical analysis method[M]. Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 2000: 111-126.

[20] 文孝启. 土壤有机质研究法[M]. 北京: 农业出版社, 1984: 36-38.

WEN X Q. Soil organic matter research method[M]. Beijing: Agricultural Publishing House, 1984: 36-38.

[21] WU L, TAN C, LIU L, et al. Cadmium bioavailability in surface soils receiving long-term applications of inorganic fertilizers and pig manure [J]. Geoderma, 2012, 173/174: 224-230.

[22] LAUGHLIN M J, ZARCINAS B A, STEVENS D P, et al. Soil testing for heavy metals[J]. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 2000, 31(11/14): 1661-1670.

[23] 张亚丽, 沈其荣, 姜洋. 有机肥料对镉污染土壤的改良效应[J]. 土壤学报, 2001, 38(2): 212-218.

ZHANG Y L, SHEN Q R, JIANG Y. Effects of organic manure on the amelioration of Cd polluted soil [J]. Acta Pedologica Sinica, 2001, 38(2): 212-218.

[24] 丁凌云, 蓝崇钰, 林建平, 等. 不同改良剂对重金属污染农田水稻产量和重金属吸收的影响[J]. 生态环境, 2006, 15(6): 1204-1208.

DING L Y, LAN C Y, LIN J P, et al. Effects of different ameliorations on rice production and heavy metals uptake by rice grown on soil

- (上接第 115 页)

- [40] 谢钧宇, 张慧芳, 罗云琪, 等. 连续7年施肥提升复垦土壤肥力提高玉米产量的驱动因子[J]. 农业工程学报, 2024, 40(1): 142-152.
- XIE J Y, ZHANG H F, LUO Y Q, et al. Driving factors of improving fertility and maize yields in the reclaimed soils by seven years of applied organic manure and chemical fertilizer[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2024, 40(1): 142-152.
- [41] 吕梦, 黄明, 侯园泉, 等. 减氮配施有机肥对豫西旱区玉米产量及氮肥利用率的影响[J]. 玉米科学, 2023, 31(4): 158-164.
- LV M, HUANG M, HOU Y Q, et al. Effects of nitrogen reduction combined with organic fertilizer application on maize yield and nitrogen use efficiency in western Henan arid region[J]. Journal of Maize Sciences, 2023, 31(4): 158-164.
- [42] 吴成龙, 沈其荣, 夏昭远, 等. 麦-稻轮作系统有机无机肥料配施协同氮素转化的机制研究I. 小麦季 ^{15}N 去向分析[J]. 土壤学报, 2010, 47(5): 905-912.
- WU C L, SHEN Q R, XIA Z Y, et al. Mechanisms for the increased utilization of fertilizer n under integrated use of inorganic and organic fertilizers in a winter wheat-rice rotation system I. Fate of fertilizer ^{15}N during winter wheat growing stages[J]. Acta Pedologica Sinica, 2010, 47(5): 905-912.
- [43] 贾X, 王P, 何X, et al. Determining nitrogen accumulation and nitrogen use efficiency of mung bean with organic nitrogen and ^{15}N -labeled chemical fertilizer[J]. Communications in soil Science and Plant Analysis, 2022, 53(10): 1235-1245.
- [44] 吴成龙, 沈其荣, 张树林, 等. 麦-稻轮作系统有机无机肥料配施协同氮素转化的机制研究II. 小麦季残留 ^{15}N 对水稻的有效性分析[J]. 土壤学报, 2010, 47(6): 1170-1179.
- WU C L, SHEN Q R, ZHANG S L, et al. Mechanisms for the increased utilization of fertilizer n under integrated use of inorganic and organic fertilizers in a winter wheat-rice rotation systemII. The availability of residual ^{15}N from winter wheat growing season to succeeding rice[J]. Acta Pedologica Sinica, 2010, 47(6): 1170-1179.
- [45] 孙传范, 曹卫星, 戴廷波. 土壤—作物系统中氮肥利用率的研究进展[J]. 土壤, 2001, 33(2): 64-69, 97.
- SUN C F, CAO W X, DAI T B. Progress in the study on nitrogen use efficiency in soil -crop system[J]. Soils, 2001, 33(2): 64-69, 97.
- [46] 程煜, 乔若楠, 丁运韬, 等. 化肥减量和有机替代对重度盐渍土水盐特性及向日葵氮利用效率的影响[J]. 植物营养与肥料学报, 2021, 27(11): 1981-1992.
- CHENG Y, QIAO R N, DING Y T, et al. Effects of chemical fertilizer reduction and organic substitution on water and salt characteristics of high salinity soil and water and nitrogen use efficiency of sunflower[J]. Journal of Plant Nutrition and Fertilizers, 2021, 27(11): 1981-1992.