

中文核公期刊/CSCD

请通过网上投稿系统投稿 网址:http://www.aes.org.cn

土壤外源铬的作物毒性响应及富集差异研究

徐国豪,刘英豪,常明慧,韩雪梅,李士伟,马义兵,李合莲

引用本文:

徐国豪,刘英豪,常明慧,韩雪梅,李士伟,马义兵,李合莲.土壤外源铬的作物毒性响应及富集差异研究[J].农业环境科学学报,2023,42(2):284-290.

在线阅读 View online: https://doi.org/10.11654/jaes.2022-0659

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

小麦对土壤铬富集和转运的品种差异性研究

王彦苏,李士伟,于学臻,李合莲,马义兵 农业环境科学学报. 2022, 41(1): 19-27 https://doi.org/10.11654/jaes.2021-0575

土壤外源钴对大麦根伸长的毒害及其预测模型

李金瓶,王学东,马虹,马义兵 农业环境科学学报.2020,39(12):2771-2778 https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0685

我国20种典型土壤中锌对白符跳虫的毒性阈值及其预测模型

王巍然,林祥龙,赵龙,张家乐,樊文华,侯红 农业环境科学学报. 2021, 40(4): 766-773 https://doi.org/10.11654/jaes.2020-1220

巯基坡缕石-硫酸锰复配对碱性土壤镉污染钝化阻控效应

雍莹莹, 徐应明, 黄青青, 梁学峰, 孙约兵, 王林, 秦旭, 赵立杰 农业环境科学学报. 2021, 40(12): 2681-2692 https://doi.org/10.11654/jaes.2021-0426

盐碱农田土壤铬污染特征及健康风险评价——以山东省滨州市滨城区为例 王玥,刘莹雪,李丹丹,何睿,王伟,刘月仙,陆兆华,张萌 农业环境科学学报.2021,40(12):2723-2732 https://doi.org/10.11654/jaes.2021-0415



关注微信公众号,获得更多资讯信息

徐国豪,刘英豪,常明慧,等.土壤外源铬的作物毒性响应及富集差异研究[J]. 农业环境科学学报, 2023, 42(2): 284-290. XU G H, LIU Y H, CHANG M H, et al. Toxicity response and difference in accumulation of exogenous soil chromium in crops[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2023, 42(2): 284-290.



土壤外源铬的作物毒性响应及富集差异研究

徐国豪1,刘英豪1,常明慧1,韩雪梅1,李士伟1,马义兵2,李合莲1*

(1.济南大学水利与环境学院,济南 250022; 2.澳门科技大学澳门环境研究院,澳门 999078)

摘 要:为了研究土壤外源铬(Cr)对不同作物毒性和有效性的差异,本研究选用生菜、小麦和玉米作为受试植物,分别采用K₂CrO₄溶液和某化工厂Cr污染土壤作为土壤外源Cr污染来源开展了作物根伸长实验和田间试验。结果表明:两种外源Cr处理土壤中,小麦根伸长的EC₁₀和EC₅₀值(10%和50%效应浓度)分别为生菜相应值的2.22~2.35倍和1.45~1.87倍,说明生菜对土壤Cr污染更为敏感。外源添加化工厂Cr污染土壤的处理中EC₁₀值大约为外源添加K₂CrO₄处理土壤中的14~15倍,而对于EC₅₀值该倍数为4~5倍。田间试验中,与对照处理相比,两种外源Cr处理均显著增加了土壤中乙二胺四乙酸提取态Cr(EDTA-Cr)含量。生菜-小麦-玉米轮作过程中,在生菜种植的3个月内,土壤中EDTA-Cr含量下降迅速,不同外源Cr处理中下降了75.2%~89.4%。在小麦和玉米种植期间,EDTA-Cr含量下降速率变慢,到玉米收获后EDTA-Cr含量共下降了89.0%~94.9%,并且外源添加K₂CrO₄处理的土壤中EDTA-Cr含量的下降速率高于添加化工厂Cr污染土壤的处理。三种作物可食用部分Cr含量均低于国家食品安全标准,但生菜对Cr的富集显著大于小麦和玉米的。

关键词:土壤;铬;生物富集系数;根伸长;毒性阈值

中图分类号:X53;X173 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2023)02-0284-07 doi:10.11654/jaes.2022-0659

Toxicity response and difference in accumulation of exogenous soil chromium in crops

XU Guohao¹, LIU Yinghao¹, CHANG Minghui¹, HAN Xuemei¹, LI Shiwei¹, MA Yibing², LI Helian^{1*}

(1. School of Water Conservancy and Environment, University of Jinan, Jinan 250022, China; 2. Macao Environmental Research Institute, Macau University of Science and Technology, Macao 999078, China)

Abstract: To study the differences in the toxicity and bioavailability of exogenous chromium (Cr) to lettuce, wheat, and corn, a K₂CrO₄ solution and Cr-contaminated soil from a chemical plant were used to conduct root elongation and field experiments. The results showed that in soils treated with the two different sources of Cr, the EC₁₀ and EC₅₀ values of Cr for wheat were 2.22–2.35 times and 1.45–1.87 times those of lettuce, respectively, with root elongation as the evaluation endpoint, indicating that lettuce was more sensitive to soil Cr pollution than wheat. The EC₁₀ values in the treatments spiked with Cr-contaminated soil from the chemical plant approximately 14–15 times those treated with K₂CrO₄ solution, while the multiples were 4-5 for EC₅₀ values. In the field experiments, both sources of Cr treatments significantly increased the ethylene diamine tetraacetic acid extractable Cr (EDTA-Cr) content in the soil compared with the control treatments. During the lettuce–wheat–corn rotation, the EDTA–Cr content in the soil decreased sharply within three months of lettuce growing, with a decrease of 75.2%–89.4% in different treatments. During the subsequent time of planting wheat and corn, the EDTA–Cr

收稿日期:2022-06-28 录用日期:2022-08-25

作者简介:徐国豪(1997—),男,山东济南人,硕士研究生,从事土壤环境化学方面的研究。E-mail:1446671995@qq.com

^{*}通信作者:李合莲 E-mail:chm_lihl@ujn.edu.cn

基金项目:澳门特别行政区科学技术发展基金项目(0159/2019/A3);国家重点研发计划项目(2016YFD0800407);山东省高等学校青年创新团队发展计划(2022KJ099)

Project supported: The Science and Technology Development Fund, Macau SAR, China (0159/2019/A3); The National Key Research and Development Program of China (2016YFD0800407); Development Plan of Youth Innovation Team in Colleges and Universities of Shandong Province (2022KJ099)

content decreased slowly, decreasing by 89.0%-94.9% overall by the time the corn was harvested, and the decrease rates in the soil treated with K₂CrO₄ solution were higher than those treated with Cr-contaminated soil from the chemical plant. The Cr content in the edible parts of the three crops was lower than the permitted limits specified in the National Food Safety Standard, but the accumulation of Cr in lettuce was significantly greater than those in wheat and corn.

Keywords: soil; chromium; bioconcentration factor; root elongation; toxicity threshold

铬(Cr)是环境中常见的一种重金属,矿石冶炼、 电镀、制革、造纸、钢铁生产和汽车制造等工业活动是 其主要来源^[1-2]。据估计,过去50a全球释放到环境 中的Cr超过30000t,其中大部分累积于土壤中^[3]。 根据2014年发布的《全国土壤污染状况调查公报》, 我国土壤中Cr的点位超标率为1.1%。土壤中Cr最 常见和稳定的形态为Cr(Ⅲ)和Cr(Ⅵ),且不同形态 Cr的行为和生态毒性存在很大差异^[4]。Cr(Ⅲ)几乎 不具有迁移性和生物可利用性^[5]。而Cr(Ⅵ)在土壤 中通常以CrO²⁺、HCrO²或Cr₂O²⁺形态存在,土壤胶体对 其吸附能力弱,迁移性强,具有很高的生物利用度和 毒性^[1.6]。因此,与Cr(Ⅲ)相比,土壤Cr(Ⅵ)污染尤为 值得关注。过量的Cr进入植物体内会影响光合作用 和营养物质的吸收,进而对植物的生长产生危害并进 一步通过食物链给人体健康带来潜在威胁^[7-10]。

Cr对植物的毒性及有效性与其自身价态密切相 关。由于植物根伸长对土壤Cr污染的敏感性,根伸 长抑制试验广泛应用于土壤Cr的生态毒理评价。该 方法以根伸长为评价终点,通过建立剂量-效应曲线 确定毒性阈值 EC_x(X=10, 20 或 50, 分别代表 10%、 20%和50%的效应浓度),用于评价Cr对植物的急性 毒性,ECx值越大说明Cr的毒性越小^[11]。付平南等^[12] 以大麦根伸长为评价终点,研究了8种不同性质的土 壤中Cr(Ⅲ)和Cr(Ⅵ)的毒性差异,发现同一土壤条 件下Cr(Ⅲ)的EC50值比Cr(Ⅵ)的高2.8~101.7倍。彭叶 棉等四研究了土壤中外源Cr(VI)对小麦的生态毒性, 发现可以用提取态总Cr及提取态Cr(Ⅲ)与Cr(Ⅵ) 的分配比来预测小麦的相对根伸长。同样,Cr的价 态也是影响其植物吸收和累积的关键因素。研究发 现玉米根部Cr的累积量为Cr(Ⅲ)处理大于Cr(Ⅵ)处 理, 而地上部分的Cr累积量为Cr(Ⅵ)处理大于Cr(Ⅲ) 处理,这说明Cr(VI)处理更有利于Cr向地上部分的 转云[14]。

此外,不同作物对Cr污染的敏感性和富集能力存在差异。孙宗全^[15]通过水培实验研究了Cr(VI)对6种作物的生态毒性,发现在5mg·L⁻¹的Cr(VI)处理下,以地上部分生物量为评估指标,6种作物的敏感

性大小顺序为生菜>白菜>油菜>黄瓜>萝卜>小麦。 王晓南等^[16]发现8种作物在保定潮土中对Cr(VI)污 染的敏感性顺序为番茄>小麦>莴苣>白菜~黄瓜>韭 菜~玉米~大豆。不同作物对土壤中Cr的富集能力也 存在差异:玉米籽粒大于小麦籽粒^[17],生菜大于小 麦^[18],根茎类和叶类蔬菜大于果实类和豆类蔬菜^[19], 十字花科蔬菜大于其他蔬菜^[20]。

外源 Cr(VI)进入土壤后,由于吸附、络合、还原 等过程,其形态发生变化,毒性和有效性逐渐降低,导 致实验室内采用新鲜的外源 Cr(VI)添加土壤所获取 的实验结果与经历长期老化的污染土壤存在很大差 异,因此,本研究采用外源添加 K₂CrO₄溶液和某化工 厂 Cr 污染土壤两种不同的 Cr 源对土壤进行处理,通 过根伸长实验及田间试验,研究土壤外源 Cr 对不同 作物的毒性及有效性,为 Cr 污染土壤的风险评估及 农产品安全生产提供依据。

1 材料与方法

1.1 根伸长实验

实验土壤采自济南大学校园内,土壤pH为8.24, 阳离子交换量为5.40 cmol·kg⁻¹,有机质含量为8.04 g· kg⁻¹,砂粒、粉粒和黏粒含量分别为62.8%、31.8%和 5.34%, 土壤总Cr含量为23.9 mg·kg⁻¹。污染土壤的 制备采用两种不同的Cr源,即K₂CrO₄溶液和某化工 厂Cr污染土壤。该化工厂有着近50 a的铬盐生产历 史,长期的铬渣堆存造成严重的土壤Cr污染,土壤 样品取自该厂铬渣堆场附近,土壤总Cr含量为9303 mg·kg⁻¹。将校园土壤分别与一定浓度的K₂CrO₄溶液 或一定量的化工厂Cr污染土壤混合,并通过逐级稀 释法获得低含量Cr污染土壤。外源添加K2CrO4溶液 的 Cr 添加浓度为 0、5、10、20、40、80、160、320 mg· kg⁻¹。由于化工厂污染土壤中Cr经过长期老化,有效 性较低,其添加浓度高于外源添加K₂CrO₄溶液处理。 根据预实验结果,Cr添加浓度设置为0、30、60、120、 240、480、960、1 920 mg·kg⁻¹。分别将不同浓度的 220 g土壤装入PVC生长筒内(内径4.5 cm,高15 cm), 70% 田间持水量条件下平衡2 d。小麦和生菜种子经

www.aer.org.cn

1 C 286

消毒洗净后放入培养皿中预发芽,出芽后种入生长筒,每筒种植小麦种子6粒或生菜种子8粒,在人工气候箱中培养7d后测量主根的长度。

1.2 田间试验

试验地点为济南大学校园内,土壤基本理化性质 同上。共设置15个试验小区,每个小区面积为1m×1m, 四周各设置1m保护行,小区之间间距为0.3m,见图 1。每个小区边缘用白色塑料板分隔。试验开始前,将 表层(0~20 cm)土壤挖出,添加Cr后混匀,然后进行回 填。采用生菜-小麦-玉米轮作,种植前施加N、P、K肥 料作为底肥并定期浇水以保证作物的正常生长,小麦 和玉米生长期间各追加N、P、K肥料一次。每个处理 设置3个平行。共设置5个Cr添加浓度:0(CK)、10 (T1)、20(T2)、60(T3)、120 mg·kg⁻¹(T4),其中CK为对 照组,T1和T2为外源添加K₂CrO₄溶液,T3和T4为外 源添加某化工厂Cr污染土壤。





对于添加铬盐的处理,按照预设的土壤Cr含量, 用喷雾器将一定量的K₂CrO₄溶液均匀喷洒在土壤中, 混合均匀后回填到每个试验小区;对于以某化工厂 Cr污染土壤作为Cr源的处理,按照预设的土壤Cr含 量,分别将一定量的该污染土壤与田间土壤进行混 合,采用逐级稀释的方式将土壤混合均匀后回填至每 个试验小区。

1.3 田间试验样品采集、处理

土壤稳定一周后(2018年5月)种植生菜,三个月 后收获,2018年10月种植小麦,2019年6月收获小麦 并种植玉米,2019年10月玉米成熟后收获。生菜仅 收获地上部分,玉米和小麦分别采集根、茎、叶及籽 粒。每个试验小区中,按对角线法布点采集作物及土 壤样品,土壤取样深度为0~20 cm。每个土壤样品保 留一部分鲜样,剩余部分风干,过60目(≤0.25 mm)筛, 保存备用。作物样品用去离子水冲洗干净后,105 ℃ 下杀青,并于70 ℃烘至恒质量,粉碎后保存备用。

作物中Cr含量的测定:称取0.20g样品放于消解 管中,加入10.0mL浓硝酸/水混合液(1:1,V:V)浸泡 过夜,在石墨消解仪上进行消解,消解温度为105℃, 赶酸至0.50mL或以下,冷却后加1.00mLH₂O₂(可再 加1.00mL,直至无气泡产生),用超纯水定容至50.0 mL,过0.45μm滤膜,使用0.10mol·L⁻¹的稀硝酸稀释 并采用电感耦合等离子体质谱(ICP-MS, iCAP Q, Thermo Fisher Scientific)进行测定。

土壤中有效态 Cr 的测定:准确称取 1.00 g 土壤样 品于 50 mL 离心管中,加入 10.0 mL 浸提液(0.050 mol・ L⁻¹ EDTA-Na₂),于40 ℃、180 r·min⁻¹条件下振荡 12 h, 离心,取上清液用 0.45 μm 滤膜过滤,稀释后采用 ICP-MS进行测定^[21]。

采用土壤标准物质(GBW07424)、豆角标准物质 (GBW10047)和小麦标准物质(GBW10046)进行质 控,3种物质中Cr的回收率分别为95.0%~110%、 100%~109%、96.0%~108%。

1.4 数据处理

1.4.1 富集系数

采用富集系数(bioconcentration factors, BCF)评价不同作物对土壤中Cr的富集差异。富集系数是植物根系或可食用部分中Cr含量与土壤中Cr含量的比值。本研究为作物中总Cr的含量与土壤中EDTA-Cr含量的比值,见公式(1):

$$BCF = \frac{C_p}{C_s} \tag{1}$$

式中: C_p 表示作物中Cr的含量,mg·kg⁻¹; C_s 为土壤中 EDTA-Cr含量,mg·kg⁻¹。

1.4.2 剂量-效应曲线拟合

相对根伸长的计算见公式(2):

$$Y = \frac{l}{l_0} \times 100\% \tag{2}$$

式中:Y为相对根伸长,l为不同浓度Cr处理组根长, cm;lb为对照组根长, cm。

Log-logistic 方程广泛应用于剂量-效应曲线拟合,并且已经被证明可以很好地预测金属对植物的毒性效应^[22-23]。因此,本研究采用Log-logistic 方程对小麦和生菜的根伸长数据进行剂量-效应关系曲线的拟合,见公式(3);

$$Y = \frac{Y_0}{1 + e^{b(X - M)}}$$
(3)

287

式中:X为lg(Cr添加浓度),M为lg(EC_x), Y_0 、b为拟 合的参数。采用Excel软件进行曲线拟合,求出EC₁₀ 和EC₅₀值及其相应的95%置信区间。

1.4.3 数据处理

分别采用 Excel 2016 和 Origin 2021 完成数据统 计分析和绘图工作。利用 SPSS 22 软件中单因素方 差分析对不同处理之间的差异进行显著性检验。

2 结果与讨论

2.1 基于作物根伸长的Cr毒性阈值

由于土壤中的重金属与作物根系直接接触而对 其产生毒害作用^[24-25],因此与株高、生物量等指标相 比,根伸长对土壤污染具有更强的敏感性,被广泛用 于评价土壤重金属毒性效应^[9,26]。图2为不同浓度外 源Cr处理下生菜和小麦的剂量-效应曲线。在同一 外源Cr处理下,两种作物相对根伸长均随着Cr添加 浓度的增加而逐渐降低,说明随着土壤中Cr含量的 升高,对根伸长的抑制作用越来越强。白云飞^[27]发现 在黑龙江黑土、江西红壤和广东红壤三种土壤中低浓 度的Cr(VI)对小麦根伸长表现出一定的促进作用。 而本研究中未观察到低浓度Cr(VI)对小麦和生菜根 伸长的促进作用,这可能是源于土壤理化性质及作物 品种的差异。

根据小麦和生菜根伸长的数据.利用剂量-效应 曲线拟合求得不同Cr源处理土壤中Cr对小麦和牛菜 的 EC₁₀和 EC₅₀, 见表 1。污染土壤中小麦的 EC₁₀和 ECso值均高于生菜,说明生菜对土壤Cr污染更为敏 感。于修乐^[28]研究了山东潮土和江西红壤中Cr(Ⅵ) 对19种作物根伸长的毒性作用,发现生菜的EC10和 EC50值在相同条件下均低于小麦,与本实验结果一 致。比较两种不同外源Cr处理对同一种作物根伸长 的毒性阈值可以发现,外源添加化工厂Cr污染土壤 的处理中EC10值大约为外源添加K2CrO4处理土壤中 的14~15倍,而对于EC50值该倍数为4~5倍。这说明 添加不同的外源 Cr 污染土壤中作物的毒性阈值存 在差异,而毒性阈值EC₅₀具有相对较小的变异性。类 似地,López-luna等^[24]研究了三种不同Cr源(制革污 泥、 $CrCl_3 \cdot 6H_2O$ 和 $K_2Cr_2O_7$)处理的土壤对小麦、燕麦 和高粱幼苗的根伸长的影响,发现外源添加制革厂污 泥的处理中Cr的最低观测效应浓度分别是Cr(Ⅲ)和 Cr(Ⅱ)溶液处理的2~8倍和20~40倍,而EC50值分别是 Cr(Ⅲ)和Cr(Ⅵ)溶液处理的1.8~3.1倍和13~27倍。 外源Cr进入土壤后,由于吸附、络合、还原、沉淀、微 孔扩散等机制,其形态不断发生变化,有效性逐渐降



图2 作物根伸长的剂量-效应曲线

Figure 2 Dose-effect curve of Cr based on crop root elongation

表1 C	对生菜和小麦根伸长的毒性阈值(mg・	kg ⁻¹))
------	--------------------	--------------------	---

Table 1 Toxicity threshold of Cr to lettuce and wheat based on root elongation (mg	d of Cr to lettuce and wheat based on root elongation (mg·kg	-1)
--	--	-----

作物	外源添加 K2CrO4溶液 Spiked with K2CrO4 solution		外源添加某化工厂Cr污染土壤Spiked with Cr-polluted soil from a chemical plant			
Crop	EC ₁₀	EC ₅₀	EC10	EC_{50}		
生菜	0.62(0.21~1.87)	7.75(5.1~11.7)	9.09 (3.47~23.8)	38.5 (28.1~52.8)		
小麦	1.46(0.99~2.14)	14.5(12.3~17.2)	20.2 (17.4~23.3)	55.9 (52.5~59.5)		

注:括号内数值为95%置信区间。

Note: Values in the brackets are 95% confidence intervals.

低,从而导致老化土壤中Cr的毒性阈值远高于新污染土壤,因此在评估现场Cr污染土壤的生态风险时, 应该考虑其形态及有效态含量,而不是以总Cr含量 作为评估指标。

2.2 田间试验土壤中EDTA-Cr含量

土壤中EDTA-Cr含量见表2。与对照相比,两种 外源Cr处理均显著增加了土壤中EDTA-Cr含量。随 着老化时间的延长及作物的种植,两种不同Cr源处 理土壤中 EDTA-Cr含量均逐渐降低,但外源添加 K₂CrO₄处理的土壤中EDTA-Cr含量的下降速率高于 添加化工厂Cr污染土壤的处理,这可能是因为该化 工厂污染土壤中的Cr已经经历了长时间的老化,其 迁移性更弱,不易被降水淋失和被作物吸收。生菜生 长过程中正值雨季,雨水的淋溶作用加剧了Cr的流 失,使得收获后比收获前土壤中EDTA-Cr下降了 75.2%~89.4%。此后一年多的时间内,EDTA-Cr含量 下降变慢,到玉米收获后EDTA-Cr含量总共下降了 89.0%~94.9%。对比不同浓度 Cr 处理的土壤中 EDTA-Cr的含量可以发现,除最后一次采样及添加 化工厂Cr污染土壤中生菜收获后外,EDTA-Cr含量 在高浓度处理与低浓度处理土壤中均存在显著性差 异(P<0.05)。

除雨水淋溶外,土壤中EDTA-Cr的变化还跟植物 根系分泌物的作用密切相关。Srivastava等^[29]发现有 机酸和Cr(Ⅲ)形成的络合物增强了Cr(Ⅲ)的溶解性 及番茄对Cr(Ⅲ)的吸收和富集。徐维杰^[30]发现小麦根 系分泌的柠檬酸和酒石酸等有机酸可以还原和螯合 部分Cr(Ⅵ),从而影响Cr的形态及EDTA-Cr含量。

2.3 作物可食用部分Cr含量

根据《食品安全国家标准食品中污染物限量》 (GB2762—2017),蔬菜中Cr的限量值为0.5 mg·kg⁻¹, 谷物中Cr的限量值为1.0 mg·kg⁻¹。图3为不同处理

农业环境科学学报 第42卷第2期

下作物可食用部分Cr含量。对照组生菜中Cr含量为 0.09~0.10 mg·kg⁻¹,不同外源Cr处理的土壤中生菜Cr 含量为0.11~0.45 mg·kg⁻¹,均低于限量值,小麦和玉 米籽粒中Cr含量仅分别为限量值的1.80%~4.20%和 6.70%~11.2%。除生菜中T4处理Cr含量和其他处理 差异较大外,其余作物在不同处理条件下的Cr含量 差异均不显著。三种作物可食用部分的Cr含量有一 定的差异,生菜中Cr含量高于小麦和玉米籽粒。这 一方面是因为生菜种植时,土壤中EDTA-Cr含量高 于小麦和玉米种植时的含量;另一方面可能是叶类蔬 菜生长更快,蒸腾速率高,导致吸收能力强^[15]。

2.4 不同作物对土壤中Cr的富集

图 4 为基于土壤 EDTA-Cr 含量计算出的作物可 食用部分的 BCF 值。除对照组外,随着 Cr 添加浓度 的升高各作物的 BCF 值并无显著性变化(P>0.05),



不同小写字母表示同一种作物在不同浓度 Cr处理条件下的 Cr含量差 异显著(P<0.05);不同大写字母表示不同作物在相同浓度 Cr处理条 件下的 Cr含量差异显著(P<0.05)。下同 Different lowercase letters indicate significant difference at P<0.05 level in Cr content among different concentrations of Cr treatments for the same crop. Different capital letters indicate significant difference at P<0.05

level in Cr content among different crops for the same concentration of Cr treatment. The same below

图3 作物可食用部分Cr含量

Figure 3 Cr content in the edible part of crops

表2 土壤中EDTA-Cr含量(mg·kg ⁻¹)	
Table 2 EDTA-Cr content in soil(mg·kg ⁻¹)	

采样时间 Sampling time	СК	T1	Τ2	Т3	Τ4	
生菜种植前	0.23±0.03cA	5.90±0.35bA	15.4±0.30aA	8.44±1.23bA	13.9±2.95aA	
生菜收获后	$0.33 \pm 0.08 \text{cA}$	$1.10\pm0.07\mathrm{bB}$	1.63±0.04aB	1.99±0.25aB	$3.46 \pm 0.06 aB$	
小麦收获后	$0.22 \pm 0.06 dA$	$0.88 \pm 0.08 \mathrm{cB}$	1.53±0.39bB	1.47±0.29bB	2.42±0.32aB	
玉米收获后	$0.27\pm0.04\mathrm{bA}$	0.62±0.06aB	0.78±0.04aC	0.93±0.03aB	1.38±0.12aB	
						_

注:同一行的不同小写字母表示同一采样时间不同浓度Cr处理下土壤EDTA-Cr含量差异显著(P<0.05);同一列内的不同大写字母表示相同浓度Cr处理下不同采样时间土壤中EDTA-Cr含量差异显著(P<0.05)。

Note: Different lowercase letters in the same line indicate significant difference at P<0.05 level in soil EDTA-Cr concentration among different concentrations of Cr treatments at the same sampling time. Different capital letters in the same column indicate significant difference at P<0.05 level in soil EDTA-Cr concentration at different sampling time for the same concentration of Cr treatment.

说明在本研究的Cr浓度水平下同一作物对Cr的富 集受土壤中Cr含量的影响较小。这可能是因为无 论是Cr(Ⅵ)还是Cr(Ⅲ)处理土壤,作物吸收的Cr绝 大部分都会累积在根部,向地上部分的转运非常有 限^[5,20]。Zayed等^[20]通过X-射线吸收近边结构光谱分 析证明了生菜、西红柿、菠菜等多种蔬菜可以将吸收 的Cr(Ⅵ)在根部还原为Cr(Ⅲ)并形成不溶的化合 物,从而阻止了Cr向地上部的转运,最终导致蔬菜根 系中Cr的含量是地上部含量的100多倍。此外,三种 作物对Cr的富集存在差异(生菜>玉米>小麦),其中 生菜地上部在两种不同外源Cr处理的土壤中BCF值 均高于小麦和玉米籽粒。因此,在农业生产实践中, 为了降低Cr污染土壤可能带来的农产品安全风险, 应优先种植小麦和玉米等粮食作物,避免生菜等叶菜 类蔬菜的种植。

分别对生菜、小麦、玉米可食用部分的BCF值与 土壤EDTA-Cr含量进行了相关分析。生菜BCF值与 土壤EDTA-Cr含量之间未呈现出显著性相关关系(P> 0.05),这可能是因为生菜种植时,土壤老化的时间非 常短且处于雨季,土壤中有效态Cr淋失较多,造成了 结果的不确定性。而小麦和玉米的BCF值与土壤 EDTA-Cr含量之间均呈极显著负相关关系(P<0.01), 并且可以用乘幂函数很好地进行拟合(图5)。当土 壤中EDTA-Cr含量小于0.5 mg·kg⁻¹时,小麦和玉米的 BCF急剧下降,EDTA-Cr含量每增加1个单位,小麦和 玉米的BCF值分别下降0.56个和1.46个单位;此后 BCF的下降幅度变缓,EDTA-Cr含量每增加1个单位, 小麦和玉米的BCF值分别下降0.01个和0.04个单位。

3 结论

(1)不同外源Cr处理土壤中,小麦的EC10和EC50 (10%和50%效应浓度)值均高于生菜,说明生菜对土





Figure 5 Relationships between *BCF* values and EDTA-Cr contents in soil

壤Cr污染更为敏感。

(2)随着老化时间的延长及作物的种植,两种不同Cr源处理土壤中EDTA-Cr含量均逐渐降低,但外源添加K₂CrO₄处理的土壤中EDTA-Cr含量的下降速率高于添加化工厂Cr污染土壤的处理。

(3)三种作物可食用部分富集系数的大小顺序为 生菜>小麦>玉米。生菜对Cr的富集显著大于小麦和 玉米。

参考文献:

- [1] XIAO W, ZHANG Y, LI T, et al. Reduction kinetics of hexavalent chromium in soils and its correlation with soil properties[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2012, 41(5):1452–1458.
- [2] ZHANG X, ZHONG T, LIU L, et al. Impact of soil heavy metal pollution on food safety in China[J]. PLoS One, 2015, 10(8):e0135182.
- [3] YANG Q, LI Z, LU X, et al. A review of soil heavy metal pollution from industrial and agricultural regions in China: Pollution and risk assessment[J]. Science of the Total Environment, 2018, 642:690–700.
- [4] COETZEE J J, BANSAL N, CHIRWA E M N. Chromium in environment, its toxic effect from chromite-mining and ferrochrome industries, and its possible bioremediation[J]. *Exposure and Health*, 2018, 12(1): 51-62.
- [5] ERTANI A, MIETTO A, BORIN M, et al. Chromium in agricultural

www.ger.org.cn

soils and crops: A review[]] I

290

soils and crops: A review[J]. Water, Air, & Soil Pollution, 2017, 228
(5):190.

- [6] YANG Y, PENG Y, YANG Z, et al. The kinetics of aging and reducing processes of Cr(VI) in two soils[J]. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 2019, 103(1):82–89.
- [7] QING X, ZHAO X, HU C, et al. Selenium alleviates chromium toxicity by preventing oxidative stress in cabbage (*Brassica campestris* L. ssp. *Pekinensis*) leaves[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2015, 114:179-189.
- [8] SHAHID M, SHAMSHAD S, RAFIQ M, et al. Chromium speciation, bioavailability, uptake, toxicity and detoxification in soil-plant system: A review[J]. *Chemosphere*, 2017, 178:513-533.
- [9] SINGH H P, MAHAJAN P, KAUR S, et al. Chromium toxicity and tolerance in plants[J]. *Environmental Chemistry Letters*, 2013, 11 (3) : 229-254.
- [10] YAASHIKAA P R, KUMAR P S, JEEVANANTHAM S, et al. A review on bioremediation approach for heavy metal detoxification and accumulation in plants[J]. *Environmental Pollution*, 2022, 301: 119035.
- [11] QIN L, WANG M, ZHAO S, et al. Effect of soil leaching on the toxicity thresholds (ECx) of Zn in soils with different properties[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2021, 228:112999.
- [12] 付平南, 贡晓飞, 罗丽韵, 等. 不同价态铬和土壤理化性质对大麦 根系毒性阈值的影响[J]. 环境科学, 2020, 41(5):2398-2405. FU P N, GONG X F, LUO L Y, et al. Toxicity of chromium to root growth of barley as affected by chromium speciation and soil properties[J]. *Environmental Science*, 2020, 41(5):2398-2405.
- [13] 彭叶棉,杨阳,侯素霞,等.外源六价铬在土壤中的有效性及其小麦毒性效应[J]. 生态环境学报, 2020, 29(2):369-377. PENG Y M, YANG Y, HOU S X, et al. The bioavailability of exogenous Cr(NI) in soils and its toxic effect on wheat[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2020, 29(2):369-377.
- [14] MISHRA S, SINGH V, SRIVASTAVA S, et al. Studies on uptake of trivalent and hexavalent chromium by maize (*Zea mays*) [J]. Food Chemical Toxicology, 1995, 33(5):393-397.
- [15] 孙宗全.不同作物对铬的吸收差异及应用研究[D]. 济南:济南大学, 2019:13-21. SUN Z Q. Absorption ability of chromium by different crops and its application[D]. Jinan: University of Jinan, 2019:13-21.
- [16] 王晓南, 刘征涛, 王婉华, 等. 重金属铬(N)的生态毒性及其土壤 环境基准[J]. 环境科学, 2014, 35(8):3155-3161. WANG X N, LIU Z T, WANG W H, et al. Ecotoxicological effect and soil environmental criteria of the heavy metal chromium (N)[J]. Environmental Science, 2014, 35(8):3155-3161.
- [17] SHARMA S, NAGPAL A K, KAUR I. Heavy metal contamination in soil, food crops and associated health risks for residents of Ropar wetland, Punjab, India and its environs[J]. *Food Chemistry*, 2018, 255: 15–22.
- [18] 孙宗全, 李合莲, 于修乐, 等. 不同作物对土壤中铬的富集能力的 差异[J]. 济南大学学报(自然科学版), 2019, 33(3): 255-260, 265.

SUN Z Q, LI H L, YU X Y, et al. Bioconcentration ability of chromium in soil by different crops[J]. *Journal of University of Jinan* (*Science and Technology*), 2019, 33(3):255–260, 265.

- [19] WANG B, GAO F, QIN N, et al. A comprehensive analysis on sourcedistribution-bioaccumulation-exposure risk of metal (loid) s in various vegetables in peri-urban areas of Shenzhen, China[J]. Environmental Pollution, 2022, 293:118613.
- [20] ZAYED A, LYTLE C M, QIAN J H, et al. Chromium accumulation, translocation and chemical speciation in vegetable crops[J]. *Planta*, 1998, 206:293-299.
- [21] QUEVAUVILLER P, LACHICA M, BARAHONA E, et al. Certified reference material for the quality control of EDTA – and DTPA-extractable trace metal contents in calcareous soil(CRM 600)[J]. Fresenius Journal of Analytical Chemistry, 1998, 360(5):505-511.
- [22] LI B, MA Y, MCLAUGHLIN M J, et al. Influences of soil properties and leaching on copper toxicity to barley root elongation[J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2010, 29(4):835–842.
- [23] CHEN L, LIU W, WU Y, et al. Identification and quantification of the combined phytotoxicity of one element with various valences: Cr(III) and Cr(VI) for barley root elongation as an example[J]. Journal of Hazardous Materials, 2022, 430:128430.
- [24] LÓPEZ-LUNA J, GONZALEZ-CHAVEZ M C, ESPARZA-GARCIA F J, et al. Toxicity assessment of soil amended with tannery sludge, trivalent chromium and hexavalent chromium, using wheat, oat and sorghum plants[J]. Journal of Hazardous Materials, 2009, 163 (2/3): 829-834.
- [25] ALI N A, ATER M, SUNAHARA G I, et al. Phytotoxicity and bioaccumulation of copper and chromium using barley (*Hordeum vulgare L.*) in spiked artificial and natural forest soils[J]. *Ecotoxicology and Envi*ronmental Safety, 2004, 57(3):363–374.
- [26] FAHR M, LAPLAZE L, BENDAOU N, et al. Effect of lead on root growth[J]. Frontiers in Plant Science, 2013, 4:175.
- [27] 白云飞.农田土壤铬生物有效性预测模型研究[D].南京:南京农业大学,2019:25-30. BAIYF. Development of chromium bioavailability model in agricultural soils across China[D]. Nanjing: Nanjing Agricultural University, 2019:25-30.
- [28] 于修乐. 土壤外源铬的微生物毒害与生态安全阈值初步研究[D]. 济南:济南大学, 2019:26-36. YU X Y. Preliminary study on toxic effect of exogenous chromium on soil microorganisms and its ecological safety threshold[D]. Jinan: University of Jinan, 2019:26-36.
- [29] SRIVASTAVA S, PRAKASH S, SRIVASTAVA M M. Chromium mobilization and plant availability: The impact of organic complexing ligands[J]. *Plant and Soil*, 1999, 212(2):203–208.
- [30] 徐维杰. 外源抗坏血酸(AsA)对小麦铬(Cr⁶⁺)毒害的缓解效应及 其机理[D]. 南京:南京农业大学, 2017:101. XU W J. Alleviative effects and mechanism of exogenous ascorbic acid on chromium (Cr⁶⁺) toxicity in wheat[D]. Nanjing: Nanjing Agricultural University, 2017: 101.

(责任编辑:叶飞)

中文核心期刊