

红壤重金属复合污染修复的生态环境效应与评价指标

孙波, 孙华, 张桃林

(中国科学院南京土壤研究所, 南京 210008, E-mail: bsun@issas.ac.cn)

摘要:通过对重金属复合污染红壤菜园土和水稻土的培育试验, 研究施用有机肥和石灰对红壤中生物有效性重金属(Cd、Cu、Pb)含量、土壤微生物和植物生理过程的影响。试验结果表明, 石灰对土壤重金属污染的修复效果比有机肥好。施用石灰降低了 0.05 mol/L HCl 提取的土壤生物有效性 Cu 和 Pb 的含量, 施用猪粪后显著增加了土壤生物有效性 Cd 的含量, 红薯植株中重金属含量的变化与此一致。土壤生物有效性重金属含量与可溶性有机碳(DOC)呈极显著相关。施用石灰和有机肥后, 土壤微生物数量增加, 3 大菌中放线菌数量与生物有效性重金属的含量之间显著相关, 但微生物生物量碳只与土壤生物有效性 Cd 含量显著相关。红薯根系中重金属含量与土壤生物有效性重金属含量之间显著相关, 但在茎叶中只有 Cu 表现出显著相关性。施用石灰和有机肥后红薯的生理指标大多增加。土壤生物有效性 Cu、Pb 含量与红薯的平均蒸腾速率、净生物量和叶面积指数之间表现出很好的相关性, 但土壤生物有效性 Cd 含量与红薯生理指标相关性不强。在红薯苗期, 土壤生物有效性 Cu、Pb 与红薯的日平均净光合速率和蒸腾速率之间相关显著。因此作物生长期的生理指标可以指示土壤重金属生物有效性的变化。

关键词:红壤; 重金属; 生物有效性; 石灰; 有机肥

中图分类号: X171.5 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2004)02-0104-07

Bio-environmental Effects and Index of Remediation of Multi-Heavy Metals Polluted Red Soils

SUN Bo, SUN Hua, ZHANG Tao-lin

(Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; E-mail: bsun@issas.ac.cn)

Abstract: A pot experiment was conducted to study the bio-environmental effects of lime and organic manure application on red soil and paddy soil derived from red sandstone and polluted by multi-heavy metals. The results indicated that liming decreased the content of soil bioavailable Cu and Pb extracted with 0.05 mol/L HCl, while applying hog manure increased that of Cd. Soil bioavailable heavy metals (HMs) showed an apparent relationship with soil dissolved carbon. Applying lime and organic manure has a positive physiological effect on soil microorganisms and sweet potato. Many indexes, i.e. the number of soil actinomycetes, the content of HMs in the root of sweet potato, showed the remarkable relationship with soil bioavailable Cu, Cd and Pb. However, some indexes of soil and plant only relative to one or two soil bioavailable HMs. For example, soil microbial biomass carbon correspondent with soil bioavailable Cd. Only the content of Cu in the stem and leaf showed a notable relationship with soil effective Cu. Soil effect Cu and Pb rather Cd showed remarkable relation with mean transpiration rate, total biomass and leaf area index of sweet potato. The daily mean value in the seedling stage showed a stronger relationship with soil bioavailable Cu and Pb. Therefore these two physiological indexes can reflect the change of soil metallic contamination.

Key words: red soil; heavy metal; bioenvironmental effect; lime; organic manure

土壤重金属污染的环境效应具有长期累积效应和交互作用。重金属污染影响了土壤养分的转化等生化过程和平衡, 同时影响了植物的生理生态过程^[1]。而且在没有引起显著植物效应的情况下, 已经严重降低了土壤的生物学功能, 如土壤微生物数量和土壤酶活性^[2, 3]。与淋洗换土方法和生物修复方法相比, 采用化学方法降低土壤重金属的生物有效性是一个迅速和廉价的方法。在监测和治理重金属污染的过程中, 需要将土壤化学、生物学和植物生态指标结合起来, 建立敏感、快速和全面的评价指标体系。红壤和水稻土是我国东南丘陵区的重要土壤资源。这一地区矿产资源丰富, 活跃的采矿业加上乡镇企业的无序发展导致复合污染不断增加, 引起土

壤质量的退化^[4]。国内已经开始研究红壤水稻土中的复合污染, 如 Pb-Cd 交互作用对水稻生物有效性的影响^[5]。虽然采用植物的生理生态性质的变化诊断和指示土壤污染是国际标准方法之一^[6], 但目前在红壤污染研究中涉及较少, 特别需要明确植物指标与土壤指标之间的相互关系。本文针对中亚热带红壤丘陵区典型重金属复合污染修复过程中的生态环境效应, 从土壤-植物系统的角度出发, 分析施用

收稿日期: 2003-06-01; 修订日期: 2003-08-16

基金项目: 国家自然科学基金项目(40271104)

作者简介: 孙波(1968~), 男, 博士, 副研究员, 主要研究方向是土壤质量的空间变异与演变规律。

* International Organization for Standardization (ISO). Soil quality determination of the effects of pollutants on soil florad. ISO 11269. 1993.

有机肥和石灰对红壤菜园土和水稻土中不同重金属形态和植物吸收的影响,测定植物光合作用和土壤微生物的变化,评价施用有机肥和石灰对红壤重金属污染生态环境效应的影响,提出重金属复合污染修复的评价指标体系。

1 试验材料与方法

1.1 研究区域概况

研究区位于贵溪市滨江乡岩村,紧临贵溪冶炼厂。贵溪冶炼厂是我国最大的铜冶炼厂(年产 20 万吨),排放的废气主要是 SO₂ 和粉尘,排放的废水中主要污染物为 Cu、Pb、Cd、Zn、As。受东亚季风的影响,研究区气候温暖湿润,年均温 18.2℃,年均降雨量

为 1839 mm。研究区内地形为低丘岗地,地域性土壤为普通红壤以及经长期水耕熟化过程形成的水稻土,成土母质主要是红色砂页岩,淋溶作用强烈。前期研究表明,污灌水田土壤已受到严重污染,特别是 Cu、Cd 含量全部超标,其中 Cu 污染是引起水稻减产的主要原因,而 Cd 污染则使得该区稻米品质下降^[6]。

1.2 供试土壤和盆栽试验

在受到贵溪冶炼厂废渣场污水污染的蔬菜地和水田中,采集耕作层(0~20cm)土壤 100kg 左右,风干磨碎后过 10 目筛备用。供试土壤的基本性质见表 1 和表 2。

盆栽试验设置 5 个处理(表 2)。处理 1 施用化

表 1 红砂岩发育的红壤菜园土和水稻土表层土壤(0~20cm)的基本性质

Table 1 Properties of red soil and paddy soil derived from red sandstone in surface layer (0~20cm)											
土壤	有机质 / g·kg ⁻¹	全 N / g·g ⁻¹	全 P / g·kg ⁻¹	全 K / g·kg ⁻¹	速效 P / mg·kg ⁻¹	速效 K / mg·kg ⁻¹	pH (H ₂ O)	ECEC / mmol·kg ⁻¹	全 Cu / mg·kg ⁻¹	全 Cd / mg·kg ⁻¹	全 Pb / mg·kg ⁻¹
菜园土	24.8	1.28	0.96	8.35	308.8	69.3	6.4	78.6	376.7	1.51	26.0
水稻土	14.5	0.75	0.36	8.50	40.5	38.5	6.6	47.5	187.2	0.93	25.1

表 2 盆栽试验处理中的施肥量/ g·kg⁻¹

Table 2 Fertilization rate in the treatments of pot-experiment/ g·kg⁻¹

No.	处理	尿素	磷酸二铵	氯化钾	石灰	干猪粪 ¹⁾
1	化肥(对照)	0.20	0.40	0.30		
2	低量石灰	0.20	0.40	0.30	1.20	
3	高量石灰	0.20	0.40	0.30	2.40	
4	低量有机肥	0.20	0.40	0.30		6.0
5	高量有机肥	0.20	0.40	0.30		12.0

1) 干猪粪养分含量: N 17.3 g·kg⁻¹、P 21.5 g·kg⁻¹、K 15.1 g·kg⁻¹

肥(折合 N 0.175 g/kg、P 0.0939 g/kg、K 0.157g/kg)。处理 2 和 3 在施用化肥的基础上,分别施用低量和高量石灰;处理 4 和 5 在施用化肥的基础上分别施低量和高量干猪粪。每个处理 4 次重复,每盆用土 3.0 kg。种植作物为红薯,2001-04-16 每盆定植红薯苗 2 株(7.5g 左右),2001-05-04 剔苗后各留 1 株,2001-06-08 收获。种植期间每天按照田间持水量 35% 的标准浇水 1~2 次。盆栽试验在江西省余江县中科院红壤生态试验站进行,气候条件与研究区相似。

1.3 分析方法

土壤有机质采用重铬酸钾氧化法;土壤全 N 采用重铬酸钾-硫酸消化,开氏定 N 法;土壤水解 N 采用康维皿法;土壤全磷采用氢氟酸-高氯酸消化-钼锑抗比色法;土壤可溶性有机碳(DOC)用水提取新鲜土样,烘干后加入 K₂Cr₂O₇ 和浓硫酸消化,然后用

FeSO₄ 溶液滴定。土壤和植物经过 4:1 HCl/ HNO₃ 的消化,用电感耦合等离子光谱仪(ICP-AES,法国 JOINYNON 公司)测定重金属全量;土壤生物有效性重金属含量,用 0.05 mol/L HCl 以 1:5 的水土比振荡提取 2h,具体提取步骤参照已有的方法^[7]。

土壤微生物量碳、氮测定采用氯仿熏蒸提取的方法;土壤微生物数量测定采用稀释平板法,其中细菌、放线菌、真菌培养基分别为牛肉膏蛋白胨、高氏一号、马丁一号琼脂^[8]。

作物生理指标用 CL-301 PS 型光合作用仪测定。选择作物生长的 3 个阶段:苗期(2001-05-10~2001-05-12)、生长旺盛期(2001-05-24~2001-05-25)和成熟期(2001-06-04~2001-06-5),在天气状况良好时,连续 2d 每天测定 5 次(分别在 08:00、10:00、12:00、14:00、16:00),在每个处理中按照红薯植株叶片的生长状态各选取 3 片。在收获后测定净生物量。

2 结果与讨论

2.1 土壤有效态重金属含量

红壤菜园土的 Cu、Cd 全量分别为 376.7 mg·kg⁻¹和 1.51 mg·kg⁻¹,远高于水稻土,后者 Cu、Cd 全量分别为 187.2 mg·kg⁻¹、0.93 mg·kg⁻¹。菜园土和水稻土中 Pb 的含量相近,分别为 26.0 mg·kg⁻¹和 25.1 mg·kg⁻¹。从生物有效性重金属含量占重金属全

量的百分比看,试验前菜园土生物有效性 Cu、Cd 的比例高于水稻土,特别是 Cu 超出 1 倍以上.

在培育试验结束后,施用石灰和有机肥的处理中生物有效性 Cu 和 Pb 的含量均下降,其中以施用量石灰处理最低,与对照相比有显著差异.但土壤有效性 Cd 含量有不同程度的提高,特别是在施用有机肥处理中有显著增加(图 1).

生物有效性重金属含量的变化与施肥后土壤性质的变化有关.施用石灰后,土壤 pH 升高,其中水稻土增幅高于菜园土(图 2).研究表明,在添加重金

属(Zn、Cd、Cu)的酸性土壤中,施用石灰提高 pH 值后,可以降低水溶性和 1 mol/L NH_4NO_3 提取态重金属含量,而且 pH 与这 2 种形态重金属含量的对数值之间呈显著的线性相关性^[**].土壤酸度的降低,一方面影响了重金属的形态,另一方面促进了土壤氧化物表面 H^+ 的释放,从而促进了土壤氧化物对重金属的专性吸附,降低其有效性^[9].但本试验中土壤 pH 与 0.05 mol/L HCl 提取态重金属含量间相关不显著,可能是受到提取剂与石灰中和反应的影响.

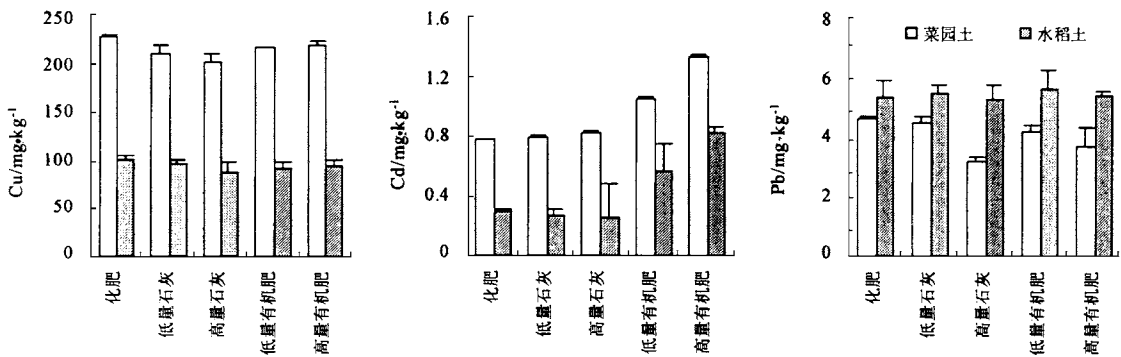


图 1 盆栽试验结束后土壤生物有效性重金属的含量(误差线表示标准误)

Fig.1 The bio-available heavy metal content at the end of pot experiment (error bars in Y axis represent the standard error)

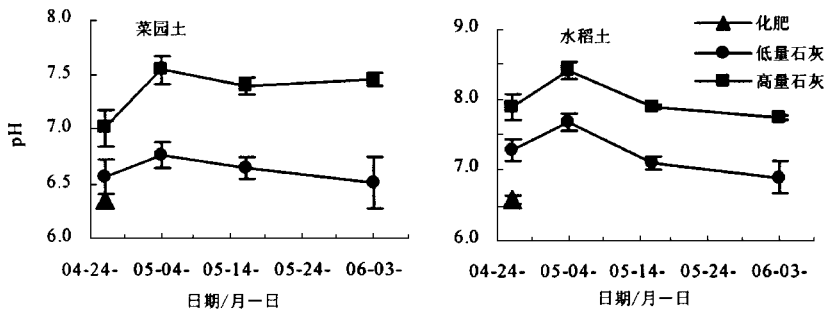


图 2 施加不同石灰量处理中红壤菜园土和水稻土 pH 的变化(误差线表示标准误)

Fig.2 Changes of pH in two soils applied with different rate of lime (error bars in Y axis represent the standard error)

土壤溶液中的有机碳含量也影响了重金属的有效性.由于土壤溶液原位提取的各种方法间误差较大^[10],本文选用水提法分析土壤水溶性有机碳(DOC)的变化.施加有机肥后,土壤水溶性有机碳提高,其中水稻土的增幅明显高于菜园土(图 3).培育试验结束后,土壤生物有效性 Cu、Cd 的含量与 DOC 呈极显著正相关,而生物有效性 Pb 与 DOC 呈极显著负相关:

$$Y(\text{Cu}) = 0.928 X(\text{DOC}) - 105.2$$
$$(R = 0.901, n = 18)$$

$$Y(\text{Cd}) = 0.006 X(\text{DOC}) - 0.701$$
$$(R = 0.812, n = 18)$$

$$Y(\text{Pb}) = -0.0102 X(\text{DOC}) + 7.89$$

$$(R = 0.882, n = 18)$$

Narwal 和 Singh 发现增加有机肥(牛粪、猪粪和泥炭)的用量降低了 DTPA 提取的重金属含量^[11], Römken 等发现 Cu 的溶解性随着土壤有机质的增加而降低^[12].但 Ca mboreco 等和研究表明施用有机肥通过有机络合作用促进了土壤中吸附态 Cu 的解吸^[13].因此有机物质对重金属元素 2 种作用机理(吸附和络合)共同存在,随着土壤条件和重金属元素的变化对重金属的溶解性产生了不同的结果.

* * Sun B, Zhao F J, Young S D, Tye A, McGrath S P. Availability and fixation of Zn and Cd in soils amended with metal sulphate. In Proceedings of International Soil Remediation (SOILREM), Hangzhou, China, 2000. 354 ~ 365.

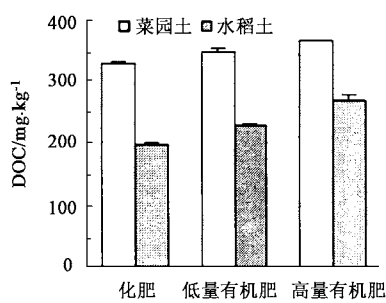


图 3 施用不同有机肥后土壤水溶性有机碳含量的变化(误差线表示标准误)

Fig.3 Changes of dissolved organic carbon in two soils applied with different rate of organic manure (error bars in Y axis represent the standard error)

2.2 土壤微生物的数量

重金属污染通常降低了土壤微生物群落的多样性及其数量^[14],这是反映土壤微生物系统受干扰变化的重要指标.表 3 表明,施用有机质后,红壤菜园土和水稻土微生物总数明显增加,施用石灰后,水稻土中微生物总数的增幅达到显著水平.虽然细菌的变化占主导地位,但与微生物总数一样与生物有效性重金属含量之间没有显著相关性.土壤中纤维分解菌与纤维物质的分解有关,虽然随着石灰和有机

表 3 盆栽试验结束后 2 种土壤中(以干土计)微生物种群的组成 × 10⁴/个·g⁻¹

Table 3 Microorganism composition in two soils (calculated on dry soil) at the end of pot experiment × 10⁴/个·g⁻¹

土壤	处理	细菌	真菌	放线菌	微生物总数	纤维分解菌
菜园土	化肥	2799(80) ¹⁾	21.3(0.53)	164(14.7)	2984(94)	0.4(0.3)
	低量石灰	2749(137)	20.9(1.27)	196(14.4)	2967(144)	30.4(1.8)
	高量石灰	2851(243)	12.7(1.06)	61.3(5.2)	2925(238)	134.8(15.0)
	低量有机肥	3367(81)	10.6(0.25)	166(13.2)	3544(79)	5.7(0.4)
	高量有机肥	4154(264)	20.3(1.16)	197(18.0)	4372(276)	9.3(1.6)
水稻土	化肥	1045(62)	7.63(0.41)	5.43(0.54)	1058(62)	0(0)
	低量石灰	3230(160)	11.9(1.93)	12.5(0.36)	3255(160)	131.0(2.7)
	高量石灰	4257(51)	13.3(0.70)	1.80(0.37)	4272(50)	164.3(9.8)
	低量有机肥	3024(166)	9.70(1.04)	24.1(0.98)	3058(165)	1.3(0.5)
	高量有机肥	4332(396)	26.3(1.36)	24.3(0.94)	4382(396)	30.9(1.9)

1) 括号中的数字为标准误

2.3 植物重金属的含量和分布

外源添加试验表明,土壤中重金属污染与作物植株中的含量有很好的相关性^[10].红薯植株中,Cu、Cd 的分布顺序是根 > 茎 > 叶(表 4),而 Pb 无明显差异,这可能是由于红薯植株对 Pb 吸收作用较 Cu 和 Cd 强.盆栽试验结束时,施用高量石灰一般显著减少了红薯植株中的重金属含量.施用有机肥显著减少了根系中 Cu 的含量,但茎中 Cu 的含量大多增加,根和茎中 Cd 的含量也显著增加.Narwal 和 Singh 也发现施用有机肥增加了小麦中 Cu 和 Zn 的

肥的用量增加其含量也增加,反映了土壤肥力的变化,但与土壤有效性重金属含量间并没有显著相关性.土壤放线菌含量与土壤生物有效性 Cu、Cd 含量之间呈显著正相关,与有效性 Pb 含量之间呈显著负相关:

$$Y = 1.16 X(\text{Cu}) - 100.3 \quad (R = 0.926, n = 10)$$

$$Y = 115.8 X(\text{Cd}) - 11.5 \quad (R = 0.663, n = 10)$$

$$Y = -62.2 X(\text{Pb}) + 386.7 \quad (R = 0.627, n = 10)$$

不同微生物类群对重金属污染的耐性和敏感性不同,Hiroki 发现 3 大菌的耐性大小顺序是:真菌 > 细菌 > 放线菌^[15],这是放线菌显示出与污染程度相关的原因.

土壤微生物生物量包括土壤中体积 < 5 × 10³ μm³ 的生物总量,是土壤中变化最活跃的因子之一.图 4 表明,与微生物总数的变化相似,施用石灰和有机肥后,土壤微生物生物量碳和氮的含量均增加,但只有土壤微生物生物量碳和土壤有效 Cd 含量之间显著相关.谢正苗等研究表明^[16],外源重金属对红壤微生物生物量的相对毒性顺序是 Cd > Pb > Zn,这是土壤有效 Cd 含量与土壤微生物生物量碳相关的原因.

含量^[11].

相关分析表明,红薯根系中重金属含量与土壤生物有效性重金属含量之间相关极显著:

$$Y(\text{Cu}) = 0.448 X(\text{Cu}) + 43.6$$

$$(R = 0.826, n = 30)$$

$$Y(\text{Cd}) = 2.30 X(\text{Cd}) + 1.48$$

$$(R = 0.825, n = 30)$$

$$Y(\text{Pb}) = 1.16 X(\text{Cd}) + 0.376$$

$$(R = 0.648, n = 30)$$

红薯茎叶中 Cd 和 Pb 的含量与土壤生物有效

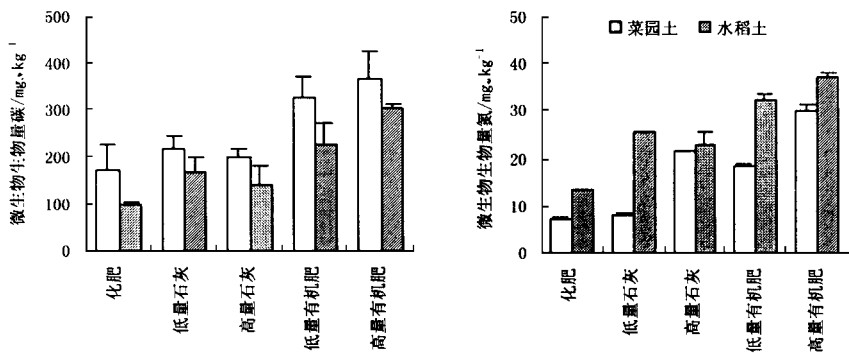


图 4 盆栽试验结束后土壤微生物生物量碳和氮含量(误差线表示标准误)

Fig.4 Soil microbial biomass C and N at the end of pot experiment (error bars in Y axis represent the standard error)

性 Cd、Pb 的含量之间相关不显著,但茎叶中 Cu 的含量与土壤有效 Cu 的含量之间显著相关:

$$Y(\text{茎 Cu}) = 0.10 X(\text{Cu}) + 11.4$$

($R = 0.599, n = 30$)

$$Y(\text{叶 Cu}) = 0.042 X(\text{Cu}) + 13.4$$

表 4 盆栽试验后红薯植株中重金属含量的分布¹⁾/mg·kg⁻¹

Table 4 The distribution of heavy metals in the sweet potato at the end of pot experiment/ mg·kg⁻¹

土壤	处理	Cu			Cd			Pb		
		根	茎	叶	根	茎	叶	根	茎	叶
菜园土	化肥	168.9a	31.5c	26.7a	3.43c	0.87d	0.86ab	5.28d	3.76bc	6.19a
	低量石灰	156.3b	41.5b	24.3b	3.65bc	0.51f	0.43g	3.80e	5.53a	2.04f
	高量石灰	94.1fg	18.3g	20.2cd	2.22e	0.43g	0.33h	3.99e	2.89f	4.57e
	低量有机肥	147.4c	51.6a	20.2cd	3.73b	0.81de	0.48fg	5.64cd	3.86b	5.19cd
	高量有机肥	140.1d	24.2d	21.8c	5.51a	1.22b	0.88a	5.61cd	3.32de	5.37bc
水稻土	化肥	100.8e	19.4fg	17.4e	2.56d	0.75e	0.64d	8.57a	3.38d	4.73de
	低量石灰	98.3e	22.3e	20.3cd	2.44de	1.21b	0.53ef	8.24a	5.74a	5.23cd
	高量石灰	56.7h	21.5e	19.7d	1.36f	0.97c	0.56e	6.54b	3.47cd	5.08cde
	低量有机肥	96.1efg	21.4e	16.5e	3.49bc	1.43a	0.81b	6.07bc	3.43d	5.87ab
	高量有机肥	90.5g	21.0ef	13.6f	5.62a	1.48a	0.73c	6.14b	3.06ef	5.08cde

1) 同一列中字母相同则差异不显著, Duncan 多重比较(0.05)

重金属污染改变了植物体内的离子平衡系统,影响了植物的光合作用、呼吸作用、水分和养分代谢等生理过程^[3]。施用石灰后,在盆栽试验期间,2 种土壤中红薯的平均净光合速率、蒸腾速率、叶面积指数、净生物量均显著增加(表 5);施用有机肥后,除了菜园土中红薯的平均蒸腾速率和叶面积指数外,其他生理指标均显著增加。

红薯的净生物量与净光合速率和蒸腾速率均达到了极显著相关,而净生物量与叶面积指数的相关系数为 0.969($Y = 0.110x + 0.144$)说明可以通过测定叶面积指数的方法测算红薯的净生物量。从试验期间红薯生理指标总的平均值看,土壤生物有效性 Cd 含量与红薯的各生理指标均值间相关不显著,而生物有效性 Cu 和 Pb 与红薯的净生物量和叶面积指数之间显著相关:

($R = 0.726, n = 30$)

这说明红薯植株中 Cu 的分布变化反映了红壤菜园土和水稻土中 Cu 污染的变化,土壤有效 Cu 含量的变化可以反映其对植株的影响大小。

2.4 植物的生理生态变化光合和蒸腾作用

表 5 不同处理中红薯的平均净光合速率、蒸腾速率、叶面积指数和净生物量

Table 5 Mean net photosynthesis rate and transpiration rate, leaf index and total biomass of sweet potato in different treatments of two soils

土壤	处理	净生物量 (干重)/g	叶面积 指数	净光合速率 / $\mu\text{mol} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{s})^{-1}$	蒸腾速率 / $\text{mmol} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{s})^{-1}$
菜园土	化肥	7.20	0.82	2.75	1.20
	低量石灰	10.02	1.20	3.78	1.30
	高量石灰	10.81	1.41	3.66	1.30
	低量有机肥	7.31	1.01	2.97	1.04
	高量有机肥	6.88	0.90	2.86	1.18
水稻土	化肥	2.14	0.42	2.13	0.83
	低量石灰	5.37	0.71	3.06	1.01
	高量石灰	6.13	0.79	3.14	0.98
	低量有机肥	6.33	0.77	3.25	0.90
	高量有机肥	6.17	0.91	3.14	0.90

$$Y(\text{净生物量}) = 0.0233 X(\text{Cu}) + 3.10$$

($R = 0.657, n = 10$)

$$Y(\text{净生物量}) = -1.93 X(\text{Pb}) + 16.2$$

($R = 0.687, n = 10$)

$$Y(\text{叶面积指数}) = 0.0025 X(\text{Cu}) + 0.500$$

($R = 0.612, n = 10$)

$$Y(\text{叶面积指数}) = -0.235 X(\text{Pb}) + 2.03$$

($R = 0.736, n = 10$)

在 3 个测定时期(2001-05-10 ~ 05-11, 05-24 ~ 05-25, 06-04 ~ 06-05) 气温、空气相对湿度、太阳总辐射的比值分别为 1: 1.04: 1.13、1: 0.91: 1.02 和 1: 1.06: 0.95, 差异较小。不同生长期中, 红薯的净光合

速率在每日的 10:00 和 14:00 有 2 个峰值, 而红薯的蒸腾速率随着气温的增加而增加, 大多在 14:00 达到峰值(数据未显示)。红壤菜园土中, 苗期(25d)红薯的平均净光合速率较高; 水稻土中, 旺盛期(45d)红薯的平均净光合速率较高(图 5), 说明除了气象条件外, 土壤环境条件也影响了红薯的光合作用。但是 2 种土壤中, 不同施肥处理的红薯平均蒸腾速率均以旺盛期为最高(图 6)。与对照相比, 2 种土壤中施用石灰提高了不同时期红薯植株的平均净光合速率和蒸腾速率; 施用有机肥对红薯平均蒸腾速率的促进作用在水稻土中十分显著, 而在菜园土中这种促进作用在旺盛期以后比较明显。

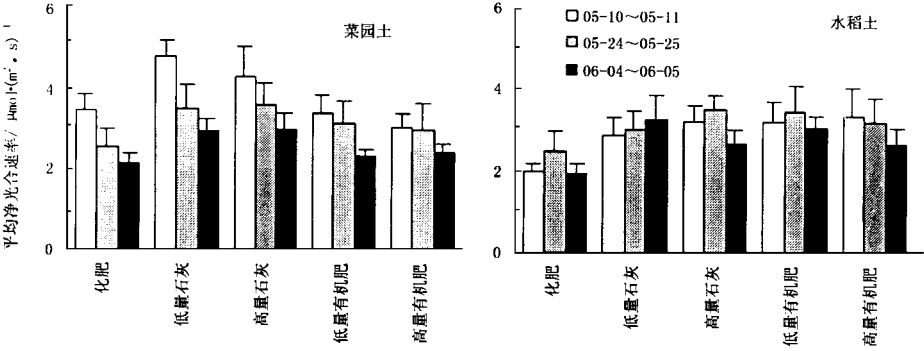


图 5 盆栽试验中不同生长期红薯的日平均净光合速率的变化(误差线表示标准误)

Fig. 5 Changes of net photosynthesis rate of sweet potato during pot experiment (error bars in Y axis represent the standard error)

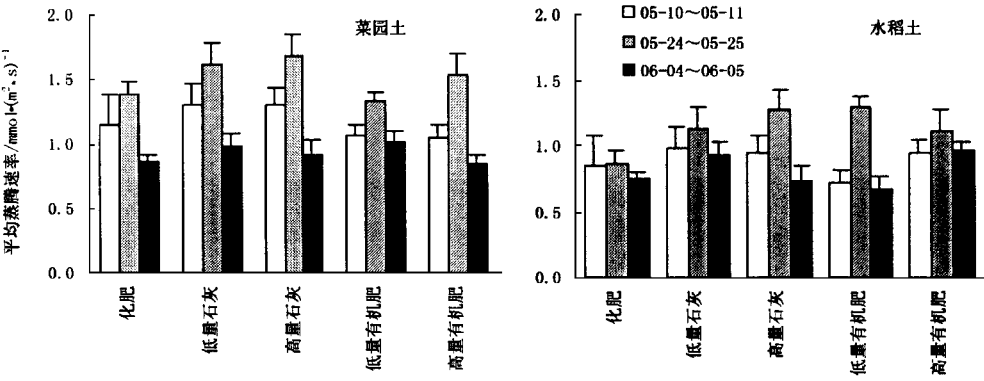


图 6 盆栽试验中不同生长期红薯的日平均蒸腾速率的变化(误差线表示标准误)

Fig. 6 Changes of evapo-transpiration rate of sweet potato during pot experiment (error bars in Y axis represent the standard error)

土壤生物有效性 Cu 和 Pb 与试验期间红薯的平均蒸腾速率之间存在极显著的相关性:

$$Y = 0.0021 X(\text{Cu}) + 0.722 \quad (R = 0.844, n = 10)$$

$$Y = -0.160 X(\text{Pb}) + 1.84 \quad (R = 0.798, n = 10)$$

进一步分析表明, 土壤生物有效性 Cu 和 Pb 与红薯日平均蒸腾速率之间的相关性在苗期(25d)和旺盛期(45d)均达到极显著水平(相关系数苗期分别为 0.790 和 0.750, 旺盛期分别为 0.748 和 0.786), 而在成熟期(55d)未达到显著水平。虽然试验期间红

薯的平均净光合速率与土壤有效重金属之间没有达到显著相关性, 但在红薯苗期, 每天的平均净光合速率与土壤有效 Cu 和 Pb 之间达到显著相关水平(表 6)。这说明, 植物生长的苗期对土壤重金属污染更为敏感。相关分析表明, 就测定时间而言, 大多是上午 08:00 的测定值与土壤有效 Cu 和 Pb 的相关性较好。已有的研究表明, 过量的 Cu、Cd 和 Pb 破坏了植物叶绿体结构, 降低了叶绿体的数量, 减少了光合作用强度; 同时通过对细胞膨胀程度的影响, 导致气孔

关闭或者阻力增加,降低了作物的蒸腾作用^[3,17]. 效应掩盖,因此并没有显示出与作物生理过程指标的相关性.

但本试验中 Cd 的污染程度相对较低,被 Cu 和 Pb

表 6 日平均净光合速率和平均蒸腾速率与土壤有效 Cu和 Pb 之间的相关关系 (n = 30)

红薯生理指标	测定日期	土壤有效 Cu/ mg• kg ⁻¹	土壤有效 Pb/ mg• kg ⁻¹
平均净光合速率	2001-05-10	$y = 0.00551x + 2.56 (R = 0.441)$	$y = -0.399x + 5.37 (R = 0.422)$
/ μmol• (m ² •s) ⁻¹	2001-05-11	$y = 0.00747x + 2.13 (R = 0.479)$	$y = -0.542x + 5.94 (R = 0.459)$
平均蒸腾速率	2001-05-10	$y = 0.00253x + 0.632 (R = 0.667)$	$y = -0.158x + 1.80 (R = 0.552)$
/ mmol• (m ² •s) ⁻¹	2001-05-11	$y = 0.00165x + 0.767 (R = 0.408)$	$y = -0.124x + 1.63 (R = 0.407)$

3 结论

对红壤菜园土和水稻土的培育试验研究表明,施用石灰降低了 0.05 mol/L HCl 提取的土壤生物有效性 Cu 和 Pb 的含量,但施用有机肥(猪粪)后显著增加了生物有效性 Cd 的含量.土壤生物有效性 Cu、Cd 和 Pb 含量与 DOC 显著相关.施用石灰和有机肥后,土壤微生物数量增加,3 大菌中只有放线菌与土壤生物有效性重金属含量之间显著相关,原因可能是放线菌对重金属污染的耐性最小.土壤微生物生物量氮和土壤纤维素分解菌不是反映土壤生物有效性重金属含量变化的有效指标,土壤微生物生物量碳与土壤有效 Cd 含量之间显著相关,可能与 Cd 对微生物生物量的相对毒性较强有关.

施用石灰减少了红薯植株对土壤重金属的吸收,但施用有机肥增加了水稻土中红薯对 Cd 的吸收.红薯根系中重金属含量与土壤有效重金属含量之间显著相关,但在茎叶中只有 Cu 表现出显著相关性,这可能与 Cu 是主要污染物有关.施用石灰和有机肥后红薯的生理指标大多增加.土壤生物有效性 Cd 含量与红薯的生理指标相关性不强,土壤生物有效性 Cu、Pb 含量与红薯的平均蒸腾速率、净生物量和叶面积指数之间表现出很好的相关性.在红薯苗期,土壤生物有效性 Cu、Pb 与红薯的日平均净光合速率和蒸腾速率之间相关显著,但成熟期相关性减弱.总体上看,施用石灰对重金属污染红壤菜园土和水稻土的修复效果要比施用有机肥的好,可以显著降低土壤有效态重金属的含量,减轻重金属的植物危害.

参考文献:

[1] 江行玉,赵可夫.植物重金属伤害及其抗性机理[J].应用与环境生物学报,2001,7(1):92~99.

[2] Giller K E, Witter E, McGrath S P. Toxicity of heavy metals to microorganisms and microbial processes in agricultural soils: A review[J]. Soil Biol. Biochem., 1998, 30: 1389~1414.

[3] McGrath S P, Knight B, Killham K, et al. Assessment of the

toxicity of metals in soils amended with sewage sludge using a chemical speciation technique and a lux- based biosensor[J]. Environ. Toxic Chem., 1999, 18:659~663.

[4] 赵其国,等.我国东部红壤区土壤退化的时空变化.机理及调控对策[M].北京:科学出版社,2002.1~332.

[5] 陈怀满,等.土壤中化学物质的行为与环境质量[M].北京:科学出版社,2001.422~442.

[6] 孙华,张桃林,孙波.江西省贵溪市污灌水田重金属污染状况评价研究[J].农业环境保护,2001,20(6):405~407.

[7] 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,1999.1~638.

[8] 中国科学院南京土壤研究所微生物研究室编著.土壤微生物研究法[M].北京:科学出版社,1985.

[9] 孔维屏,陈家坊,武玫玲.土壤中铜的形态及其转化[J].环境科学学报,1987,7(1):78~85.

[10] 张成娥.土壤溶液获取的新方法[J].土壤学进展,1994,22(5):53~55.

[11] Narwal R P, Singh B R. Effect of organic materials on partitioning, extractability and plant uptake of metals in an alum shale soil [J]. Water, Air, and soil Pollution, 1998, 103(1~4): 405~421.

[12] Römkens P, Hoenderboom G, Dolfing J. Copper solution geochemistry in arable soils: field observations and model application [J]. J. Environ. Qual., 1999, 28: 776~783.

[13] Camobreco V J, Richards B K, et al. Movement of heavy metals through undisturbed and binding by organic matter in copper contaminated stream water[J]. Environ. Sci. Technol., 1996, 30: 3477~3486.

[14] Knight B P, McGrath S P, Amar M C. Biomass carbon measurements and substrate utilization patterns of microbial populations from soils amended with cadmium, copper, or zinc[J]. Applied and environmental microbiology, 1997, 63: 39~43.

[15] Horoki M. Effects of heavy metal contamination on soil microbial population[J]. Soil Sci. Plant Nutri., 1992, 38:141~147.

[16] 谢正苗,卡里德,黄昌勇,俞劲炎.镉铅锌污染对红壤中微生物生物量碳氮磷的影响[J].植物营养与肥科学报,2000,6(1):69~74.

[17] Ouzounidou G, Moustakas M, Eleftheriou E P. Physiological and Ultrastructural Effects of Cadmium on Wheat (Triticum aestivum L.) Leaves [J]. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 1997, 32:154~160.