

猪粪和稻草对铬污染黄泥土生物活性的影响

张亚丽, 沈其荣, 王兴兵, 孙兆海

(南京农业大学资源与环境科学学院, 农业部“作物生长调控”重点实验室, 江苏南京 210095)

摘要:通过培养试验研究了猪粪和稻草对 Cr 污染黄泥土生物活性的影响。结果表明, Cr 污染土壤的生物活性下降。施用有机肥料后, 土壤有效态 Cr 含量降低, 降幅约为 30%, 而微生物量 C、N、P 含量和脲酶、过氧化氢酶的活性增高, 增幅为 15%~273%。微生物量 C、N 与土壤有效态 Cr 之间有显著的负相关关系, 可作为污染土壤的生物指标。

关键词:猪粪; 稻草; Cr 污染黄泥土; 生物活性

中图分类号:X592 **文献标识码:**A **文章编号:**1008-505X(2002)04-0488-05

Effect of organic manure on biological activities of Cr-contaminated soil

ZHANG Ya-li, SHEN Qi-rong, WANG Xing-bing, SUN Zhao-hai

(College of Resou. and Envir. Sci. and MOA Key Lab of Plant Growth Regulation, Nanjing Agric. Univ., Nanjing 210095, China)

Abstract: Incubation experiment was carried out to study the effect of application of pig manure and rice straw on the biological activity of Cr-contaminated permeable paddy soil. The results showed that soil biological activity declined significantly after contaminated by Cr. However, the application of organic manure made the content of chemical available Cr decreased significantly, the decreased percentage of which was about 30% while the content of soil microbial C, N and P and the activity of urease and catalase increased, ranging from 15% to 273%. There was negative correlation between chemical Cr and the content of soil microbial C, N, indicating that the content of microbial C, N could become an index of Cr-contaminated soil.

Key words: pig manure; rice straw; Cr-contaminated permeable paddy soil; biological activity

土壤微生物作为有机质降解和转化的动力, 是重要的植物养分贮库, 对植物养分转化, 有机碳代谢和污染物的降解具有十分重要的作用; 土壤酶则通过催化无数土壤反应而在土壤中发挥重要作用。与通常是土壤变化产物的土壤有机质或养分不同, 土壤生物及其活动能被用作土壤变化的早期预警的生物指标, 尤其是因污染、土壤管理措施引起的农业土壤变化。

城市固体废弃物(污泥、垃圾、粉煤灰)和磷肥(如蛇纹石或铬渣制钙镁磷肥)中含有的铬(Cr)主要是三价形态, 随着城市污水和某些具有肥料价值的固体废弃物的农业利用, 可能给农田土壤增添越来越

越多的三价铬^[1]。土壤过量的重金属 Cr 抑制作物生长, 因此对重金属 Cr 污染土壤的治理已引起国内外的重视。有研究表明^[2~5], 有机肥料的施用可钝化土壤中的重金属, 从而降低植物对重金属的吸收, 是一种较理想的治理措施。有机肥料的施用对重金属 Cr 污染土壤生物活性的影响如何至今报道甚少。为此, 通过培养试验研究了有机肥料对 Cr 污染土壤的微生物量和酶活性的影响, 探讨土壤微生物量 C、N、P 和酶活性作为 Cr 污染土壤生物指标的可行性和以此来监测土壤肥力改善的可能性, 以期防治土壤污染提供依据。

收稿日期: 2001-09-17

基金项目: 国家自然科学基金重点项目(39830220)资助。

作者简介: 张亚丽(1971—), 女, 河南省西平县人, 讲师, 博士研究生, 主要从事植物营养研究。

1 材料与方法

1.1 供试材料

供试土壤为黄泥土,采自江苏省宜兴市,采样深度为 0~20cm,土样经风干磨细后,分别过 2 和 0.15mm 筛备用。土壤基本性状:有机 C 13.2 g/kg,全 N 1.5 g/kg,速效 P 7 mg/kg,速效 K 77 mg/kg,总 Cr 60.0 mg/kg, pH (2.5:1) 5.03,游离 Fe 120 mg/kg,游离 Mn 114 mg/kg。

有机肥料选用未经预处理的猪粪和稻草。其全 C 含量分别为 330、382 g/kg,全 N 12.8、6.0 g/kg,全 P 12.6、3.7 g/kg,全 K 7.6、17.5 g/kg,C/N 26、64,C/P26、103。两种有机肥均不含 Cr。

1.2 培养试验

试验共设:1)对照(CK),2)100 mg/kg Cr (Cr1),3)猪粪 + 100 mg/kg Cr(P-Cr1),4)稻草 + 100 mg/kg Cr(ST-Cr1),5)200 mg/kg Cr (Cr2),6)猪粪 + 200 mg/kg Cr (P-Cr2),7)稻草 + 200 mg/kg Cr(ST-Cr2)等 7 个处理。有机肥料用量为 2%。按试验处理称取肥料加入 1kg 土壤中,充分混匀后装人大烧杯中,于 2000 年 2 月 20 日投加重金属 Cr(Cr₂(SO₄)₃),陈化一周后加水调节至田间持水量的 50%,恒温 (25±1℃) 恒湿培养,重复 15 次。分别于第 15、30、60、90、120d 取样,每次取 3 个重复。

1.3 分析方法

土壤微生物 C、N 用灭菌-提取法(FE)进行测定^[6-8]。称相当于 25g 烘干土重的湿土样 3 份,放入真空干燥器内,同时放入盛有无醇氯仿的烧杯。抽真空使氯仿沸腾 5min,在 25℃ 下放置 24h 后,取出烧杯反复抽真空以排除氯仿,随后用 100mL 0.5mol/L K₂SO₄ 振荡 30min,过滤后测定其中的 C、N;与此同时未灭菌土壤也按照同样的方法测定其中的 C、N。土壤中微生物量 C(Bc)以下式计算:

$$Bc = 2.64Ec$$

式中 Ec = K₂SO₄ 提取灭菌土壤中的有机 C - K₂SO₄ 提取的未灭菌土壤中的有机 C。同样土壤中的微生物量 N(Bn)按下列计算:

$$Bn = 2.22En$$

式中 En = K₂SO₄ 提取灭菌土壤中的全 N - K₂SO₄ 提取的未灭菌土壤中的全 N。

土壤微生物量 P 的测定用灭菌-提取法。具体方法如下:称取 9 份相当于 10g 干土的湿润土壤,分成 3 组。第 1 组在黑暗条件下(25℃)灭菌 24h,第 2 组也在黑暗条件下(25℃)培养相同时间。灭菌和培养结束后以 0.5mol/L NaHCO₃ 提取;同时第 3 组土壤在提取时加入 1mL 浓度为 250mg/L KH₂PO₄ 溶液(相当于无机磷 Pi 25μg/g,干土)。如以未灭菌土壤提取液中 P 含量为 A(Pi mg/kg,干土),灭菌土壤提取液中 P 含量为 B,未灭菌土壤加入无机 P 的土壤提取液中 P 含量为 C,则土壤微生物 P(Pi) = 25(B - A) / 0.4(C - A) mg/kg。

土壤脲酶的测定参照 Tabatabai 和 Bremner 方法^[9],过氧化氢酶的测定用容量法^[9]。土壤中有有效态 Cr 用 EDTA 浸提^[10],土液比为 1:2,振荡 90min,过滤,滤液中的 Cr 用原子吸收分光光度法测定。其它均采用常规分析方法^[10]。

2 结果与讨论

2.1 有机肥料对污染土壤有效态 Cr 的影响

在本试验条件下,施用有机肥料土壤有效态 Cr 含量比对照降低,降幅在 30% 左右。以猪粪的效果较好,降幅在 35% 左右;稻草次之,降幅约在 22% (表 1)。加入有机肥料对 Cr 污染土壤的改良主要是有机肥料施入土壤后增加的土壤有机质可络合 Cr³⁺,降低 Cr³⁺ 有效性以及有机肥料影响土壤其它基本性状(如理化性质)所产生的间接作用^[2]。土壤中金属离子的活动很大程度上受土壤 pH 值的影响。土壤 pH 值升高,土壤胶体负电荷增加,H⁺ 竞争作用减弱,作为土壤吸附重金属的主要载体如有机质、锰氧化物等与重金属结合更牢固;相反 pH 值

表 1 有机肥料对污染土壤有效态 Cr 的影响(mg/kg)

Table 1 Effect of organic manure on available Cr in contaminated soil

处理 Treatment	培养时间 Incubation time (d)					平均值 Average	降幅 (%)
	15	30	60	90	120		
Cr1	1.52±0.21	1.85±0.24	2.19±0.16	2.01±0.22	1.93±0.39	1.90a	
P-Cr1	1.14±0.21	1.23±0.16	1.54±0.17	1.37±0.25	1.12±0.26	1.28c	33
ST-Cr1	1.24±0.12	1.67±0.23	1.90±0.18	1.51±0.23	1.23±0.11	1.53b	
Cr2	5.05±0.32	5.36±0.28	5.96±0.25	5.34±0.42	4.74±0.56	5.29a	
P-Cr2	3.04±0.23	3.82±0.32	4.05±0.28	3.46±0.24	3.18±0.25	3.51c	34
ST-Cr2	3.36±0.26	4.07±0.24	4.88±0.32	4.52±0.21	3.40±0.23	4.05b	24

注:不同字母代表 LSD0.05 差异显著性。Note: Different letters means significant at LSD0.05 level.

降低,土壤中可溶性和交换性金属离子的比例会高些。土壤 pH 值的测定结果表明,与污染土壤相比,猪粪处理在整个培养期都使土壤 pH 值升高约 0.4 个单位;而稻草处理的增幅比猪粪略小。这可能与有机肥料性质及其在土壤中的腐解速度有关^[11]。猪粪 C/N 低,分解速度快,由于有 NH_4^+ 的释放会导致土壤 pH 值升高;而稻草 C/N 高达 70,其分解速度慢,且有机酸释放量多。

2.2 有机肥料对 Cr 污染黄泥土微生物量的影响

2.2.1 有机肥料对 Cr 污染土壤微生物量 C 的影响

从图 1 可以看出,添加重金属导致土壤微生物量 C 显著下降,其下降幅度随添加浓度的增加而增加。Cr 添加量为 100 mg/kg 时,土壤微生物量 C 比对照下降约 15% 左右;Cr 为 200 mg/kg 时,土壤微生物量 C 下降约 20% 左右。这表明土壤微生物量对重金属 Cr 很敏感。这可能是由于重金属可引起土壤呼吸量成倍增加,微生物在逆境条件下维持其正常生命活动需要消耗更多的能量^[12,13]。同位素 ^{14}C 标记底物的试验结果表明^[14], CO_2 释放总量/微生物碳和 $^{14}\text{CO}_2$ 释放量/ ^{14}C 微生物碳的比值,重金属污染土壤均比正常土壤高,验证了重金属污染土壤降低土壤微生物对能源碳的利用效率的推断。没有污染的土壤微生物量与土壤有机碳之间往往有很密切的关系,土壤遭到重金属污染后则这种关系不复存在或很差^[15]。

从图 1 还可看出,施用有机肥料后,污染土壤的微生物量 C 显著增加,稻草处理甚至比对照还要高。不同的有机肥料种类其增幅不同,稻草处理土壤微生物量 C 的增幅大于猪粪处理。与未施有机肥的污染土壤相比,稻草处理的微生物量 C 增幅约为 35%,猪粪处理的微生物量 C 增幅在 15% 左右。施用有机肥料污染土壤的微生物量 C 显著增加主

要是猪粪和稻草施入土壤后能够直接供给微生物所需的 C 素,土壤微生物大量繁殖,微生物量 C 随之增加;而且猪粪和稻草的施用可降低土壤中有有效态 Cr 含量,从而减轻了 Cr 对土壤微生物的毒害。相关分析表明,土壤微生物量 C 与有效态 Cr 之间有极显著水平的负相关关系($r = -0.5267^{**}$, $n = 30$)。

2.2.2 有机肥料对 Cr 污染土壤微生物量 N 的影响

图 1 还表明,土壤微生物量 N 的变化与微生物量 C 相似。添加重金属后土壤微生物量 N 显著下降,其下降幅度随添加浓度的增加而增加。Cr 添加量为 100 mg/kg 时,土壤微生物量 N 比对照下降约 10% 左右;Cr 为 200 mg/kg 时,土壤微生物量 N 下降约 30% 左右。这表明土壤微生物量 N 对重金属 Cr 也很敏感。

施用有机肥料后,污染土壤的微生物量 N 显著增加,施猪粪处理效果好于稻草处理。与未施有机肥的污染土壤相比,Cr 浓度为 100 mg/kg 时,猪粪处理的微生物量 N 增幅约为 20%,稻草处理的微生物量 N 增幅约为 10%;Cr 浓度为 200 mg/kg 时,猪粪处理的微生物量 N 增幅约为 35%,稻草处理的微生物量 N 增幅约为 20%。可见随着污染程度的加大,有机肥料对土壤微生物量 N 的提高作用越显著。主要是猪粪和稻草施入土壤后能够直接供给微生物所需的 C 素,土壤微生物大量繁殖,微生物量 N 随之增加,且猪粪 C/N 要比稻草低得多,在分解过程中可释放出较多的 N 供微生物利用;而且,猪粪和稻草的施用可降低土壤中有有效态 Cr 含量,从而减轻了 Cr 对土壤微生物的毒害。由于这两方面的正交互效应故污染土壤施用猪粪对微生物 N 的提高远大于稻草。从表 1 也可看出,猪粪对土壤有效态 Cr 抑制效果好于稻草。相关分析表明,在本试验条件下,污染土壤有效态 Cr 与微生物量 N 之间存

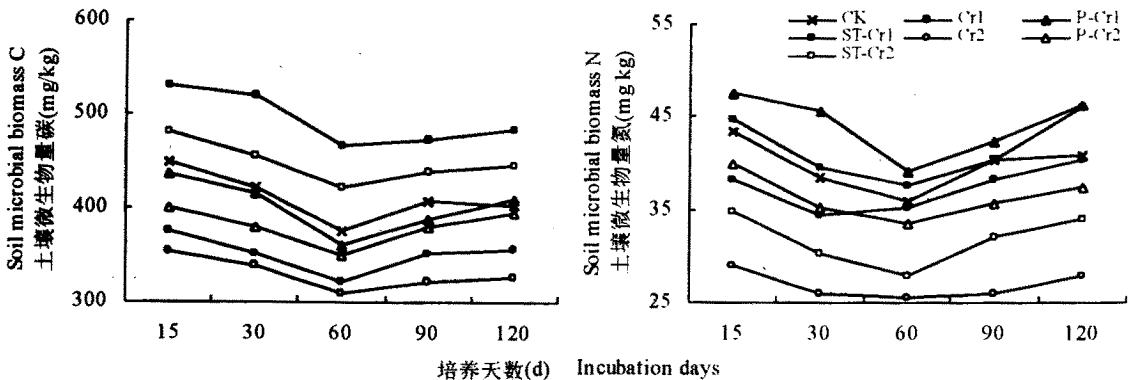


图 1 有机肥料对土壤微生物量 C、N 的影响

Fig. 1 Effect of organic manure on soil microbial biomass C and N

在极显著的负相关关系($r = -0.6267^{**}$, $n = 30$)。

2.2.3 有机肥料对Cr污染土壤微生物量P的影响

添加重金属后土壤微生物量P显著下降,其下降幅度随添加浓度的增加而增加(图2)。与对照相比,Cr添加量为100 mg/kg时,土壤微生物量P下降约25%左右;Cr为200 mg/kg时,土壤微生物量P下降约40%左右。从图2还看出,施猪粪处理效果优于稻草处理。与未施有机肥的污染土壤相比,Cr浓度为100 mg/kg时,猪粪处理的微生物量P增幅约为263%,稻草处理的微生物量P增幅约为74%;Cr浓度为200 mg/kg时,猪粪处理的微生物量P增幅约为274%,稻草处理的微生物量P增幅约为100%。这主要是猪粪和稻草施入土壤后能够直接供给微生物所需的C素,土壤微生物大量繁殖,微生物量P随之增加;且猪粪C/P要比稻草低得多,分解可释放出较多的P供微生物利用;同时,猪粪和稻草的施用可降低土壤中有效态Cr含量,从而减轻了Cr对土壤微生物的毒害。相关分析表明,

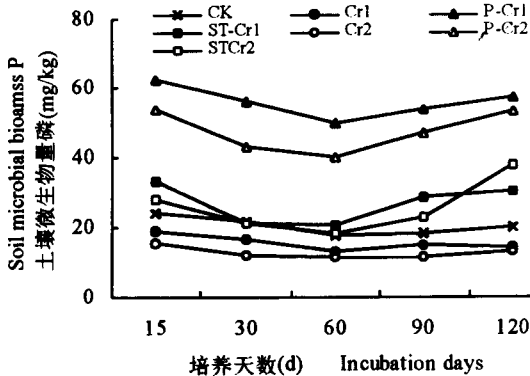
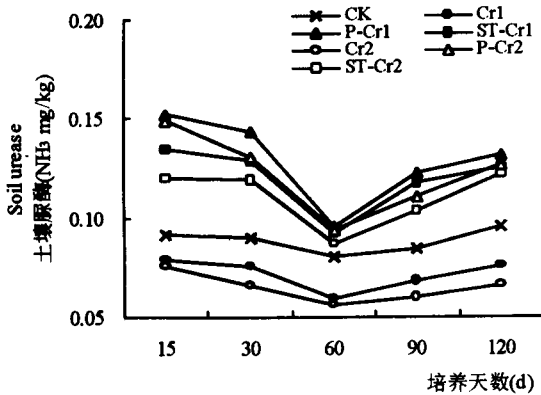


图2 有机肥料对土壤微生物量P的影响

Fig. 2 Effect of organic manure on soil microbial biomass P



污染土壤有效态Cr与微生物量P之间存在一定的负相关关系,但未达显著水平($r = -0.3267$, $n = 30$)。

2.3 有机肥料对污染土壤酶活性的影响

2.3.1 有机肥料对污染土壤脲酶活性的影响 土壤脲酶属于水解酶系,它参与土壤中有机物质的转化,把高分子化合物水解为植物和微生物可利用的无机营养物质。图3看出,添加重金属后土壤脲酶活性降低,且随着土壤重金属浓度增大,重金属对土壤脱氢酶的抑制作用增强。当Cr添加水平为100 mg/kg时,土壤脲酶活性约下降了20%;Cr添加水平为200 mg/kg时,脱氢酶活性下降了约25%。重金属对酶的抑制可能在于使酶蛋白沉淀导致酶失活,或由于重金属与某些酶分子的巯基和胺基结合,从而一定程度地抑制了酶的活性。施用有机肥料后,土壤脲酶活性显著增加,且猪粪的效果好于稻草。可能是猪粪本身的脲酶活性一般在 $\text{NH}_3\text{-N}$ 10 mg/g以上,远高于稻草的脲酶活性;而且,猪粪的含N量比稻草高,可提供较多的脲酶基质,激活了土壤中原有的参与氮代谢的脲酶活性。同时,猪粪降低土壤中可溶性Cr幅度大于稻草,减少了重金属对脲酶的抑制作用。相关分析表明,污染土壤有效态Cr与脲酶之间存在一定的负相关关系,但达不到显著水平($r = -0.3034$, $n = 30$)。

2.3.2 有机肥料对Cr污染土壤过氧化氢酶活性的影响 氧化还原酶类在土壤的物质和能量转化中占有很重要的地位,它参与土壤腐殖质组分的合成,也参与土壤的形成过程,因此研究有机肥料对重金属污染土壤中氧化还原酶类活性的影响有助于了解土壤重金属污染程度和土壤肥力状况。

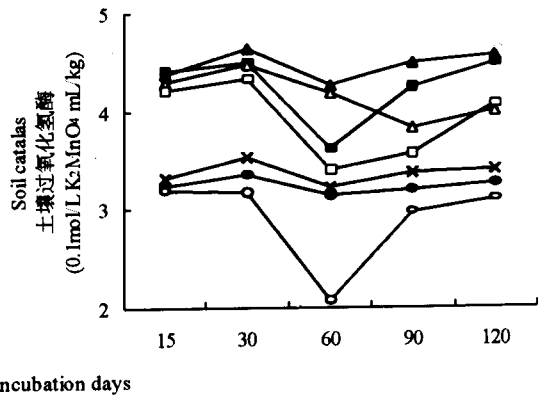


图3 有机肥料对土壤脲酶、脱氢酶活性的影响

Fig. 3 Effect of organic manure on urease and catalase activities

从图3还看出,与对照相比,重金属污染土壤后,土壤过氧化物酶活性下降,且随着土壤重金属浓度增大,重金属对土壤脱氢酶的抑制作用增强。当Cr添加水平为100mg/kg时,土壤脱氢酶活性约下降了5%;Cr添加水平为200mg/kg时,脱氢酶活性下降了约15%。同样表现出猪粪的效果好于稻草。相关分析表明,污染土壤有效态重金属Cr与土壤脲酶活性的影响之间存在一定的负相关关系,但未达显著水平。

3 结论

3.1 在本试验条件下,施用有机肥料可降低Cr污染黄泥土的有效态Cr含量,猪粪的效果好于稻草。

3.2 Cr污染黄泥土的微生物量C、N、P含量与对照相比均下降,且随着Cr添加浓度的增加其降幅增加。施用有机肥料后微生物量C、N、P含量均增加。有机肥料种类不同效果不同。微生物量C、N、P都与土壤有效态Cr有负相关关系,其中微生物量C、N达到显著水平。这说明微生物量C、N可作为污染土壤的生物指标。

3.3 在本试验条件下,Cr污染黄泥土的脲酶、过氧化物酶活性与对照相比均下降;随着Cr添加浓度的增加2种酶的活性下降幅度愈大。施用有机肥料2种酶活性显著增加。脲酶和脱氢酶虽与土壤有效态Cr有一定的负相关关系,但均未达显著水平。

参考文献:

[1] 曹仁林,何宗兰,霍文瑞. 土壤添加三价铬对农作物生长及铬残留量的影响[J]. 农业环境保护, 1988, 7(3):10-12,18.
[2] 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.
[3] 华路,陈世宝. 有机质在土壤重金属污染中治理中的作用[J]. 农业环境与发展, 1999, (3): 26-29.
[4] 王小平,赵学蕴,金维续,等. 有机肥对铬污染土壤解毒效果的研究[J]. 环境科学,1986,7(3): 18-21.
[5] 李惠英,邓波儿,刘同仇. 铬污染土壤施入有机肥的改良效果[J]. 农业环境保护,1992,11(5):236-237.
[6] Brooks P C, Landman A, Pruden G. Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: A rapid direct extraction method for measuring microbial biomass nitrogen in soil [J]. Soil Biol. and Biochem., 1985,17: 837-842.
[7] Brooks P C, Powelson D S. Measurement of microbial biomass phosphorus in soil [J]. Soil Biol. and Biochem., 1982,14:319-329.
[8] Vance E D, Brooks P C and Jenkinson D S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C [J]. Soil Biochem., 1987, 19:703-707.
[9] Brooks P C, Mcgrath S P. Effects of metal toxicity on the size of the soil microbial biomass [J]. J. of Soil Sci., 1984, 35: 341-346.
[10] 南京农业大学. 农化分析Ⅱ[M]. 北京: 农业出版社, 1986.
[11] 陈同斌. 农业废弃物对土壤中NO₂、CO₂释放和土壤氮素转化及pH的影响[J]. 中国环境科学,1996,16(3):196-199.
[12] Chander K, Brook P C. Microbial biomass dynamics during the decomposition of glucose and maize in metal-contaminated and non-contaminated soil [J]. Soil Biol. Biochem., 1991a,23: 917-925.
[13] Chander K, Brook P C. Effects of heavy metals from past applications of sewage sludge on microbial biomass and organic matter accumulation in a sandy loam and silty loam U.K soil [J]. Soil Biol. Biochem., 1991b,23 : 927-932.
[14] Barget R D and Saggat S. Effect of heavy metal contamination on the short-term decomposition of labeled [¹⁴C] glucose in a pasture soil[J]. Soil Biol. Biochem., 1994,26:727-733.
[15] Ross S M. Toxic metals in soil-plant systems [M]. Westview Press,1994. 78-82.