

添加凹凸棒土和钠基蒙脱石对铜锌镉污染红壤的改良效应研究^①

林云青^{1,2}, 章钢娅^{1*}, 许敏^{1,2}, 刘总堂^{1,2}, 龚华¹

(1 土壤与农业可持续发展国家重点实验室(中国科学院南京土壤研究所), 南京 210008; 2 中国科学院研究生院, 北京 100049)

摘要: 通过温室盆栽试验, 开展了凹凸棒土和钠基蒙脱石处理对铜锌镉污染红壤的改良效应研究。结果表明: 添加凹凸棒土和钠基蒙脱石处理能显著增加黑麦草 (*Lolium multiflorum* Lam) 两茬的地上部生物量(鲜重)。未施入改良剂时, 两茬黑麦草地上部的生物量分别为 7.60 g/盆和 5.67 g/盆, 添加 80 g/kg 凹凸棒土处理的两茬地上部生物量分别增加了 184% 和 159%。添加 80 g/kg 钠基蒙脱石处理的两茬地上部生物量分别增加了 113% 和 99.3%。黏土矿物的加入使土壤的 pH 提高了 0.26 ~ 1.02 个单位, 从而降低了植株对 Cu、Zn、Cd 的生物有效性。随着添加量从 20 g/kg 增加到 80 g/kg, 黑麦草地上部 Cu、Zn、Cd 的含量降低, 钠基蒙脱石钝化 Cu、Cd 的效果好于凹凸棒土, 但两者钝化 Zn 的效果没有显著差异性。添加 40 g/kg 和 80 g/kg 的凹凸棒土或钠基蒙脱石处理都显著降低了污染土壤 TCLP 提取液中 Cu、Zn 的浓度, 对于 TCLP 提取液中 Cd 浓度的显著降低只有添加 80 g/kg 的凹凸棒土这一种处理达到。

关键词: 黑麦草; 凹凸棒土; 钠基蒙脱石; 重金属

中图分类号: X53

随着工农业的迅猛增长, 土壤重金属污染的问题越来越严重。据国家环保总局报道, 目前我国受 Cd、As、Cr、Pb 等重金属污染的耕地面积近 2000 万 hm^2 , 约占总耕地面积的 1/5^[1]。由于重金属污染同时具有普遍性、隐蔽性、长期性等特点, 治理重金属污染土壤仍是当今世界的一大难题^[2-3]。

研究表明, 向土壤中添加改良剂, 通过改良剂对重金属的吸附、氧化还原、拮抗或沉淀作用, 以降低重金属的生物有效性, 从而改善植物生长条件, 来实现重金属污染土壤的修复是一个可行的途径, 该技术关键在于选择经济有效的改良剂。目前常用的改良剂是磷酸盐、石灰、黏土矿物、粉煤灰、泥炭等^[4]。鉴于我国黏土矿物具备资源种类丰富、分布广、储量大和价格低廉等优势, 以及黏土矿物特殊的晶体结构所赋予其的优异特性, 近年来一些研究工作者将其用于重金属污染土壤的修复^[5-10]。重金属污染往往为二种或多种重金属元素的复合污染, 重金属之间的相互作用影响了生物对某种金属的累积过程或不同层次上的生物毒性, 其主要可分为拮抗作用和协同作用^[11-13]。但在实际应用中, 研究者多侧重于改良剂对单一污染土

壤的改良研究, 对两种以上复合污染土壤的研究较少。另外, 施用不同种类及添加量的黏土矿物对重金属污染土壤改良效果及土壤性质的影响仍需要进一步研究。

本文采用温室栽培试验研究了添加凹凸棒土和钠基蒙脱石两种黏土矿物在不同加入量的条件下对黑麦草在贵溪重金属复合污染红壤上生长的影响, 分析了两者对污染土壤的改良效果, 对影响其效果的可能因素进行了探讨, 为合理利用凹凸棒土和钠基蒙脱石修复重金属复合污染土壤提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 供试土壤和黏土矿物

土壤采自江西贵溪, 为铜锌镉污染红壤, 将其风干, 过 2 mm 筛备用。土壤基本理化性质如下: pH 3.99 (土液比为 1:2.5), CEC 9.29 cmol/kg, 有机质 26.6 g/kg, Cu 547 mg/kg, Zn 70.1 mg/kg, Cd 1.93 mg/kg。试验所用凹凸棒土购自南京亚东奥土矿业有限公司, 钠基蒙脱石购自浙江丰虹黏土化工有限公司, 两者均为工业用黏土矿物。两种改良材料的基本性质如下:

^①基金项目: 国家重点基础研究发展规划(973)项目(2007CB936604)和中国科学院知识创新工程重要方向项目(KSCX2-YW-N-38)资助。

* 通讯作者(gy Zhang@issas.ac.cn)

作者简介: 林云青(1984—), 女, 山东烟台人, 硕士研究生, 主要从事土壤环境化学与污染控制技术研究。E-mail: yqlin@issas.ac.cn

表1 钠基蒙脱石和凹凸棒土的基本性质

Table 1 Basic properties of Na-montmorillonite and attapulgite

黏土矿物	pH	CEC (cmol/kg)	XRD 分析结果				
			蒙脱石 (g/kg)	水云母 (g/kg)	凹凸棒土 (g/kg)	石英 (g/kg)	长石 (g/kg)
钠基蒙脱石	8.50	38.4	840	-	-	160	-
凹凸棒土	7.12	28.5	190	-	720	90	-

1.2 盆栽试验

盆栽试验在南京土壤研究所温室进行，供试植物为一年生黑麦草 (*Lolium multiflorum* Lam)。实验共设7个处理分别是：①CK，不加材料；②添加20 g/kg 凹凸棒土；③添加40 g/kg 凹凸棒土；④添加80 g/kg 凹凸棒土；⑤添加20 g/kg 钠基蒙脱石；⑥添加40 g/kg 钠基蒙脱石；⑦添加80 g/kg 钠基蒙脱石。每个处理4个重复，随机排列。采用塑料盆钵，每盆装混合土500 g。基肥用量为 $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$ 0.24 g/kg 和 KH_2PO_4 0.53 g/kg，均采用分析纯试剂。污染土加入矿物培养两周后，施入基肥，于2008年4月11日播种，每盆黑麦草的播种量为0.20 g，20天后定苗为每盆40棵。5月3号追肥一次，用量为 $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$ 0.08 g/kg 和 KH_2PO_4 0.18 g/kg。通过称重法浇水保持土壤的含水量为田间持水量的60%~70%。分别于5月28日和7月16日收获第一茬和第二茬黑麦草，两茬的生长期均为50天。植物样品先用自来水洗净后，再用蒸馏水冲洗2遍，用滤纸吸去水珠，105℃烘30 min 杀青后在65℃条件下烘干，磨细，备用。土壤样品风干后，除去植物根系及杂物，分别过20目和100目筛备用。

1.3 样品分析与数据处理

土壤和黏土矿物的pH分别以1:2.5和1:1土液比(质量:体积)采用1 mol/L KCl浸提，并用南京土壤所自制的玻璃电极测定；CEC采用乙酸铵法测定；有机质采用油浴加热重铬酸钾容量法测定；植株样品重金属含量采用硝酸-高氯酸消煮^[14-15]，土壤重金属浸出毒性实验采用现在美国EPA所通用的生态环境风险评价方法——TCLP法^[16-18]，待测提取液重金属含量采用ICP测定。

采用SPSS13.0软件对数据做Duncan法多重比较和Pearson相关性分析， $p < 0.05$ 和 $p < 0.01$ 分别表示差异显著和极显著，并结合Excel软件分析作图，分别用小写英文字母标记在图中。

2 结果与讨论

2.1 黏土矿物对黑麦草地上部生物量的影响

从两茬的情况来看，除黑麦草在添加20 g/kg的凹

凸棒土处理后的生物量最低，与对照处理并无显著性差异外，其余处理与对照处理相比均显著提高了黑麦草地上部的生物量(表2)。在同样的生长期条件下，第二茬黑麦草的生物量比第一茬略有减少，但并没有显著差异。未施入改良剂时，两茬黑麦草地上部的鲜重分别是7.60 g/盆和5.67 g/盆。添加80 g/kg的凹凸棒土处理的黑麦草两茬地上部生物量分别为21.6 g/盆和14.7 g/盆，较对照处理分别增加了184%和159%。添加80 g/kg的钠基蒙脱石处理的黑麦草两茬地上部生物量分别为16.2 g/盆和11.3 g/盆，较对照处理分别增加了113%和99.3%。这主要是由于凹凸棒土和钠基蒙脱石钝化了土壤中的重金属离子，降低了重金属对植株的毒害作用。对于同一种改良剂，施加高用量凹凸棒土处理的效果要显著高于低用量凹凸棒土，而添加不同用量钠基蒙脱石处理的黑麦草生物量并没有显著性差异。这可能是由于加入20 g/kg的钠基蒙脱石，已经通过沉淀作用，钝化了土壤中的大部分重金属。因此，钠基蒙脱石的合适用量有待进一步研究。

表2 凹凸棒土和钠基蒙脱石处理对黑麦草地上部生物量的影响

Table 2 Biomass of ryegrass growing in polluted soils amended by Na-Montmorillonite and attapulgite

处理	地上部鲜重 (g/盆)	
	第一茬	第二茬
CK	7.60 a	5.67 a
20 g/kg 凹凸棒土	5.64 a	6.34 a
40 g/kg 凹凸棒土	13.4 b	12.6 b
80 g/kg 凹凸棒土	21.6 c	14.7 c
20 g/kg 钠基蒙脱石	13.6 b	11.4 b
40 g/kg 钠基蒙脱石	14.6 b	12.3 b
80 g/kg 钠基蒙脱石	16.2 b	11.3 b

注：同列字母不同表示处理间差异显著 ($p \leq 0.05$)，下同。

2.2 黏土矿物对黑麦草地上部重金属含量的影响

从表3可知，两次采样，对照处理黑麦草地上部Cu的浓度最高。添加80 g/kg的钠基蒙脱石处理，地上部Cu的浓度最低，与对照处理相比，两次采样分别降低了75.2%和76.4%。不同含量凹凸棒土和钠基蒙脱

石处理之间具有显著差异性, 黑麦草地上部 Cu 的含量随着凹凸棒土和钠基蒙脱石加入量的增加而降低。两

种改良剂相比, 钠基蒙脱石钝化 Cu 的效果好于凹凸棒土。

表 3 凹凸棒土和钠基蒙脱石处理对黑麦草地上部重金属含量的影响

Table 3 Zn, Cu and Cd concentrations of ryegrass growing in polluted soils amended by Na-Montmorillonite and attapulgite

处理	Cu (mg/kg)		Zn (mg/kg)		Cd (mg/kg)	
	第一茬	第二茬	第一茬	第二茬	第一茬	第二茬
CK	76.5 a	193 d	103 b	194 d	2.34 e	4.31 ab
20 g/kg 凹凸棒土	37.2 b	155 c	114 b	169 cd	1.34 c	6.12 b
40 g/kg 凹凸棒土	36.2 b	71.7 ab	72.4 a	96.2 a	1.99 d	6.04 b
80 g/kg 凹凸棒土	33.1 b	55.4 a	76.5 a	88.9 a	1.44 c	3.41 a
20 g/kg 钠基蒙脱石	31.5 b	91.2 b	80.8 a	130 b	0.291 a	3.69 a
40 g/kg 钠基蒙脱石	28.2 b	54.2 a	81.3 a	156 c	0.477 a	2.91 a
80 g/kg 钠基蒙脱石	19.0 c	45.6 a	80.1 a	127 b	0.930 b	2.56 a

对于第一茬黑麦草地上部 Zn 的浓度而言, 除了添加 20 g/kg 的凹凸棒土处理与对照处理没有差异性外, 其余各处理均比对照处理显著降低, 但各处理间没有显著差异性。添加 80 g/kg 的凹凸棒土处理, 地上部 Zn 的浓度为 76.5 mg/kg, 与对照处理相比降低了 25.7%。添加 80 g/kg 的钠基蒙脱石处理, 地上部 Zn 的浓度为 80.1 mg/kg, 与对照处理相比降低了 22.2%。第二茬黑麦草地上部 Zn 浓度各处理间具有显著差异性, 黑麦草地上部 Zn 的含量随凹凸棒土和钠基蒙脱石添加量的增加而降低。添加 80 g/kg 的改良剂的效果最好, 但与添加 40 g/kg 的用量间没有差异性。两种改良剂都能显著降低地上部 Zn 的含量, 添加 40 g/kg 和 80 g/kg 凹凸棒土处理效果优于钠基蒙脱石。

对于两茬黑麦草地上部 Cd 浓度的影响而言, 蒙脱石的处理效果明显好于凹凸棒土。第一茬黑麦草收获时, 添加 40 g/kg 的钠基蒙脱石后, 黑麦草地上部 Cd 的含量降低了 81.0%。各处理之间均具有显著差异性, 黑麦草地上部 Cd 的含量随凹凸棒土和钠基蒙脱石含量的增加而降低。第二茬黑麦草收获时, 添加 80 g/kg 的钠基蒙脱石处理后, 黑麦草地上部 Cd 的含量最低, 与对照处理相比降低了 40.6%。第二次采样时, 低含量凹凸棒土的加入不能显著降低黑麦草地上部 Cd 的含量, 其余处理均与对照处理有显著差异。

总体上看, 第二次采样植株地上部重金属的含量均高于第一次采样, 说明改良剂加入后, 随着时间的推移, 修复效果降低。钠基蒙脱石对污染红壤上 Cu、Cd 的修复效果优于凹凸棒土, 但两者钝化 Zn 的效果没有显著差异性。

2.3 改良剂对盆栽根际土 pH 和有效态重金属含量的影响

TCLP 作为美国最新的法定重金属污染评价方法是当前国际上应用最广泛的一种生态风险评价方法。通过 TCLP 测试, 我们可以知道有多少毒性物质渗入土壤, 进而通过污染地下水来影响生态环境^[9]。表 4 显示了添加凹凸棒土和钠基蒙脱石处理对盆栽污染土壤 TCLP 提取重金属有效态含量的影响。从表 4 中可以看出, 添加 40 g/kg 和 80 g/kg 的凹凸棒土或钠基蒙脱石处理都显著降低了污染土壤 TCLP 提取液中 Cu、Zn 的浓度, 这是由于土壤重金属的溶出主要受 pH 值控制, 加入不同量的凹凸棒土和钠基蒙脱石使污染土壤的 pH 升高了 0.26 ~ 1.02 个单位, 从而降低了 Cu、Zn 的浸出毒性。而对于 TCLP 提取液中 Cd 浓度的显著降低只有添加 80 g/kg 的凹凸棒土这一种处理达到, 这一方面是与改良剂的添加量有关, 添加量越高, pH 提高效果越好, 重金属溶出量就越少, 另一方面则跟改良剂及重金属的性质有关。

表 4 凹凸棒土和钠基蒙脱石处理对污染土壤中重金属有效态和 pH 的影响

Table 4 Concentrations of available Cu, Zn, Cd and pH values of polluted soils amended by Na-Montmorillonite and attapulgite

处理	Cu (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Cd (mg/kg)	pH (1 : 2.5)
CK	91.3 d	12.9 d	0.713 b	3.84 a
20 g/kg 凹凸棒土	74.8 c	11.7 bcd	0.820 d	4.11 b
40 g/kg 凹凸棒土	58.9 b	6.78 abc	0.679 abc	4.40 c
80 g/kg 凹凸棒土	44.3 a	5.63 a	0.602 a	4.57 c
20 g/kg 钠基蒙脱石	74.3 c	12.2 cd	0.736 c	4.55 c
40 g/kg 钠基蒙脱石	69.9 c	6.00 ab	0.695 bc	4.64 cd
80 g/kg 钠基蒙脱石	60.6 b	9.03 abcd	0.630 abc	4.86 c

2.4 黑麦草地上部重金属含量、TCLP 提取土壤有效态重金属及 pH 的相关性分析

由表 5 可见，加入凹凸棒土和钠基蒙脱石处理后，TCLP 提取有效态 Cu 与土壤 pH 呈极显著负相关，相关系数为 -0.617 ($p < 0.01$)；有效态 Zn 与土壤 pH 呈显著

负相关，相关系数为 -0.473 ($p < 0.05$)；有效态 Cd 与土壤 pH 呈显著负相关，相关系数为 -0.464 ($p < 0.05$)。说明土壤 TCLP 提取有效态重金属含量的降低是由于添加凹凸棒土和钠基蒙脱石导致土壤 pH 升高所引起的。

表 5 黑麦草地上部重金属含量、TCLP 提取土壤有效态重金属及 pH 的相关性分析

Table 5 Correlation analyses between Zn, Cu, Cd concentrations of ryegrass, available heavy metals in the TCLP extractant solutions and pH value

采样时期	因子	植株 Cu	植株 Zn	植株 Cd	有效态 Cu	有效态 Zn	有效态 Cd	pH
第一茬	植株 Cu	1						
	植株 Zn	0.435*	1					
	植株 Cd	0.657**	0.233	1				
	有效态 Cu	0.632**	0.509**	0.141	1			
	有效态 Zn	0.282	0.494**	0.087	0.516**	1		
	有效态 Cd	0.172	0.422*	0.027	0.600**	0.480**	1	
	pH	-0.774**	-0.679**	-0.616**	-0.617**	-0.473*	-0.464*	1
第二茬	植株 Cu	1						
	植株 Zn	0.718**	1					
	植株 Cd	0.510**	0.141	1				
	有效态 Cu	0.759**	0.824**	0.156	1			
	有效态 Zn	0.490**	0.383*	0.089	0.516**	1		
	有效态 Cd	0.529**	0.478*	0.376*	0.600**	0.480**	1	
	pH	-0.842**	-0.549**	-0.558**	-0.617**	-0.473*	-0.464*	1

注：* 表示 $p < 0.05$ 显著性水平；** 表示 $p < 0.01$ 显著性水平。

两茬黑麦草地上部重金属的含量、TCLP 提取液中土壤有效态重金属含量都与土壤 pH 呈显著负相关，植株重金属含量与 TCLP 提取液中有效态重金属含量成显著正相关（第一茬 Cd 除外）。说明土壤 pH 升高将导致土壤有效态含量的降低，从而抑制了植株对重金属的吸收。另外，两茬黑麦草植株 Cu 含量与 Zn、Cd 含量呈显著正相关，说明土壤中 Cu 与 Zn、Cu 与 Cd 的交互作用并不表现为竞争作用。而两茬黑麦草植株 Zn 含量与 Cd 含量不呈相关关系，说明两者之间没有交互作用。本试验添加凹凸棒土和钠基蒙脱石改良后的土壤 Cu、Zn、Cd 存在着正相关关系，可能是由于所采污染土的重金属来源相同，为冶炼厂的废渣污染。

3 小结

试验结果表明，铜锌镉复合污染红壤添加凹凸棒土和钠基蒙脱石可有效地降低土壤中的 Cu、Zn、Cd 的生物有效性，显著增加黑麦草两茬的地上部生物量。但改良效果与矿物类型、矿物加入量有关。在相同加入量的条件下，钠基蒙脱石钝化 Cu、Cd 的效果好于凹凸棒土，但两者钝化 Zn 的效果没有显著差异性。第二茬黑麦草地上部重金属的含量均高于第一茬黑麦草，

说明改良剂加入后，随着时间的推移修复效果降低。

植株重金属含量、土壤 TCLP 提取液中有有效态 Cu、Zn、Cd 都与土壤 pH 呈显著负相关，说明土壤 pH 升高降低了土壤 Cu、Zn、Cd 的生物有效性，抑制了植株对重金属的吸收。

本研究中添加 80 g/kg 的凹凸棒土和 40 g/kg 的钠基蒙脱石对铜锌镉污染红壤达到了很好的修复效果，黏土矿物在我国储量丰富、价格低廉，因此将其用于重金属污染土壤具有很好的发展前景。由于室内与实际污染土壤环境条件的差异，若将此用量的两种黏土矿物用于实际污染土壤的修复，能否达到很好的修复效果，仍需要通过田间试验做进一步验证。采用黏土矿物修复重金属污染土壤的技术若要推广，仍然有很多值得注意的问题需要我们去解决：黏土矿物的使用是否会影响到土壤结构和性能、土壤微生物及肥力，这就需要对黏土矿物改良后的土壤进行环境风险评估；黏土矿物是通过固定重金属而降低其移动性和有效性，但在土壤中不易将黏土矿物与土壤分离，因此当土壤环境发生变化时，被固定的重金属可能重新释放出来，产生二次污染^[20]，需要加强对黏土矿物物理和化学方面的改性研究，提高其对土壤中重金属的

吸附与固定能力, 使被固定的重金属不易重新释放出来, 产生二次污染; 由于重金属污染的复杂性, 不同的黏土矿物对重金属具有选择吸附型, 对于重金属单一污染土壤, 需要根据情况选择合适的黏土矿物来治理, 对复合污染的土壤, 可将多种黏土矿物按照一定的比例混合在一起或将黏土矿物修复与其他修复方法相结合, 以便克服各自的缺点, 达到更好的修复效果。

参考文献:

- [1] 国家环境保护总局. 中东部地区生态环境现状调查报告. 环境保护, 2003, 26 (8): 3-8
- [2] 贾学萍. 土壤重金属污染的来源及改良措施. 现代农业科技, 2007(9):197-199
- [3] 张辉. 土壤环境学. 北京: 化学工业出版社, 2004: 125-127
- [4] 胡克伟, 关连珠. 改良剂原位修复重金属污染土壤研究进展. 中国土壤与肥料, 2007(4): 1-5
- [5] 娄燕宏, 诸葛玉平, 顾继光, 晁赢. 粘土矿物修复土壤重金属污染的研究进展. 山东农业科学, 2008(2): 68-72
- [6] 吴平霄. 粘土矿物材料与环境修复. 北京: 化学工业出版社, 2004: 276-287
- [7] 杨秀红, 胡振琪, 高爱林, 危向峰. 凹凸棒石修复铜污染土壤. 辽宁工程技术大学学报, 2006, 25(4): 629-631
- [8] 郝秀珍, 周东美, 薛艳, 陈怀满. 天然蒙脱石和沸石改良对黑麦草在铜尾矿砂上生长的影响. 土壤学报, 2005, 42(3): 434-439
- [9] Renevan H, Tony R. Hb, Abir Al-Tabbaa c, Andy JM, Mike LJ, Sabeha KO. Remediation of metal contaminated soil with mineral-amended composts. Environmental Pollution, 2007, 150: 347-354
- [10] 屠乃美, 郑华, 邹永霞, 李为栋, 李裕荣, 何红军, 廖兆祥, 吴统桥. 不同改良剂对铅镉污染稻田的改良效应研究. 农业环境保护, 2000, 19(6): 324-326
- [11] 陈怀满, 郑春荣. 复合污染与交互作用研究—农业环境保护中研究的热点与难点. 农业环境保护, 2002, 21: 192
- [12] 胡宁静. 贵溪地区污灌水稻土重金属环境地球化学研究与环境评价. 成都理工大学, 2003: 23-24
- [13] 叶海波, 林琴, 陈建弟, 颜海波, 孙兴富. 重金属复合污染的研究进展. 台州学院学报, 2005, 27(6): 64-69
- [14] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法, 北京: 中国农业科技出版社, 2000: 12-26, 224-227
- [15] 中国土壤学会农业化学专业委员会. 土壤农业化学常规分析方法. 北京: 科学出版社, 1983: 67-75
- [16] 孙叶芳, 谢正苗, 徐建明, 李静, 赵科理. TCLP法评价矿区土壤重金属的生态环境风险. 环境科学, 2005, 26(3): 152-156
- [17] 王炳率, 赵明. 固体废弃物浸出毒性特性及美国 EPA 的实验室测定(待续). 干旱环境监测, 2001, 15(4): 224-233
- [18] 王炳率, 赵明. 固体废弃物浸出毒性特性及美国 EPA 的实验室测定(续完). 干旱环境监测, 2002, 16(1): 50-54
- [19] 陈江奖, 林守雄, 欧阳通. 厦门湖里工业区土壤重金属污染特征及淋溶特性分析. 厦门大学学报(自然科学版), 2007, 46(3): 376-381
- [20] 杭小帅, 周健民, 王火焰, 沈培友. 粘土矿物修复重金属污染土壤. 环境工程学报, 2007, 1(9): 113-120

Studies on Modified Effects of Attapulgite and Na-Montmorillonite on Cu-Zn-Cd Contaminated Red Soil

LIN Yun-qing^{1,2}, ZHANG Gang-ya¹, XU Min^{1,2}, LIU Zong-tang^{1,2}, GONG Hua¹

(1 State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture (Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences), Nanjing 210008, China);

2 Graduate School of the Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract: The greenhouse pot experiment was conducted to investigate the modified effects of attapulgite and Na-Montmorillonite on Cu-Zn-Cd contaminated red soil. The results showed that the above-ground biomass of ryegrass (*Lolium multiflorum Lam*) of the two crops significantly increased with the application of the two kinds of clays. The fresh biomass of the two crops were 7.60 g/pot and 5.67 g/pot for the CK treatment respectively, and the biomass increased by 184% and 159% with the application of 80 g/kg attapulgite, and increased by 113% and 99.3% with the application of 80 g/kg Na-Montmorillonite. Application of the two clays increased soil pH value from 0.26 units to 1.02 units, and decreased the bioavailability of Cu, Zn and Cd. Cu, Zn and Cd concentrations in the ground part of ryegrass decreased as the addition amount of the two clays increased from 20 g/kg to 80 g/kg. The reductions in Cu and Cd concentrations were in the order of Na-Montmorillonite > attapulgite, and there was no significant differences for Zn. Available Cu and Zn in the TCLP extractant solutions significantly decreased with the application of 40 g/kg and 80 g/kg attapulgite and Na-Montmorillonite, while available Cd significantly decreased only with the application of 80 g/kg attapulgite.

Key words: Ryegrass, Attapulgite, Na-Montmorillonite, Heavy metal