

张博伦,黄占斌,崔鹏涛. 4种环境材料施用对土壤铅、镉形态的影响[J]. 江苏农业科学,2019,47(12):293-297.

doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2019.12.066

4种环境材料施用对土壤铅、镉形态的影响

张博伦,黄占斌,崔鹏涛

[中国矿业大学(北京)化学与环境工程学院,北京 100083]

摘要:采用4因素3水平正交试验设计,以不添加环境材料和磷肥为对照(CK),研究保水材料(A)、腐殖酸(B)、钠基膨润土(C)和磷肥(过磷酸钙,D)4种环境材料对土壤重金属铅(500 mg/kg)、镉(5 mg/kg)形态的影响。结果表明,土壤中Pb形态分布为残渣态>有机结合态>铁锰氧化物结合态>碳酸盐结合态>可交换态,Cd形态分布为可交换态>铁锰氧化物结合态>残渣态>碳酸盐结合态>有机结合态;添加环境材料和磷肥可使Pb、Cd的可交换态、碳酸盐结合态比例较CK有降低,稳定态(铁锰氧化态+有机结合态+残渣态)较CK有提高;其中磷肥和腐殖酸对Pb形态分布影响最大,组合(A₂B₁C₂D₃)较CK铅的稳定态增加3.86%;保水剂和磷肥对Cd形态分布影响最大,组合(A₂B₃C₁D₂)较CK稳定态增加11.36%。比较发现,添加环境材料对土壤铅、镉形态均有不同程度影响。该结果可为土壤铅、镉稳定化治理提供参考。

关键词:腐殖酸;保水剂;钠基膨润土;过磷酸钙;铅;镉;形态分布

中图分类号:X53 **文献标志码:**A **文章编号:**1002-1302(2019)12-0293-04

随着工业、农业以及社会经济的快速发展,通过工农业生产、城市垃圾、汽车尾气等进入土壤中的重金属越来越多,造成土壤中重金属含量的不断增加,土壤重金属污染最终对人的身体健康产生很大的危害,因此引起人们的广泛关注。在重金属污染种类上,农田土壤以Pb、Cd污染较为普遍。土壤是污水灌溉的直接受体,污水中的污染物会直接存留在土壤中,当污染物含量超过一定限制时,则会对土壤质量安全产生危害,直接表现为土壤板结^[1],甚至使土壤丧失其支撑农业生产及人群健康居住的功能。我国土壤面临着严峻的重金属污染问题,而且在农田土壤中表现尤为突出,严重影响到正常的农业耕作和发展。很多相关报道显示,我国农业耕地土壤中被重金属污染的面积很大,并且有污染面积加速扩展的趋势,造成了巨大的物质和经济损失^[2]。我国受重金属污染农业土地面积大、分布范围广。据统计,我国目前污灌农田面积为216.7万hm²,约占全国总灌溉面积的10%,受重金属污染土地占污灌区面积的65%^[3]。我国24个省(区、市)城郊、污灌区、工矿等经济发展较快地区的320个重点污染区中重金属含量超标的农产品产量与面积约占污染物超标农产品的80%以上,其中铅是最严重污染元素之一^[4]。

环境材料是一种具有最大使用功能与最低环境负荷的一类生态材料^[5],近年来在农业生产和环境治理中的应用受到重视。环境材料修复土壤重金属污染是有效的修复方式之一,磷肥对降低土壤中重金属有效态活性有一定效应。彭丽成等研究环境材料对重金属的淋溶效应,证明添加高分子保

水材料、吸附材料及腐殖酸等对重金属稳定化有一定作用^[6]。黄震等通过盆栽玉米和大豆试验得出,高分子保水剂及其复合材料能明显降低玉米和大豆对土壤重金属Pb、Cd的吸收量^[7]。保水剂具有良好的保水、保肥和降低土壤重金属污染效应等特点^[8],腐殖酸对重金属污染土壤的修复主要通过离子交换、氧化还原及络合反应将重金属离子固定,降低其迁移性^[9]。王林等研究表明,添加磷酸盐可以促进污染土壤中的Pb、Cd由活性高的交换态向活性低的残渣态转化,从而有效降低Pb、Cd的生物有效性^[10]。将无机磷酸盐加入污染土壤中,通过对重金属吸附和沉淀来降低其活性^[11-12]。但不同环境材料对土壤铅、镉形态影响的优化组合研究较为少见。

本研究采用4因素3水平正交试验设计方法,选取的环境材料为保水剂、腐殖酸、钠基膨润土和过磷酸钙,通过向铅、镉污染土壤中添加环境材料,分析不同环境材料对土壤铅、镉形态含量的变化情况,寻求环境材料和磷肥固化铅、镉的最佳组合,为环境材料在土壤污染修复中的推广应用提供理论依据。

1 材料与方 法

1.1 试验材料

保水剂为粒度60~80目的聚丙烯酸钠盐,由北京金元易生态环境产业股份有限公司提供;腐殖酸为100目的黑色粉末,化学分析纯,由天津市津科精细化工研究所提供;钠基膨润土为100目土黄色粉末状黏土矿物质,由内蒙古山水绿景生态建设有限公司提供;过磷酸钙[Ca(H₂PO₄)₂]为灰白色或深灰色粉末,化学纯试剂,由国药集团化学试剂有限公司提供,有效磷(P₂O₅)含量14%~15%。

试验土壤取自北京市昌平区农田0~20cm表层土壤,土壤为沙壤潮土,pH值为7.50,有机质含量为14.77g/kg,速效氮含量为102.50mg/kg,速效钾含量为195.80mg/kg,田间

收稿日期:2018-03-12

基金项目:国家自然科学基金(编号:41571303);国家科技支撑计划(编号:2015BAD05B03)。

作者简介:张博伦(1995—),男,陕西杨凌人,硕士研究生,从事土壤污染治理技术与材料研究。E-mail:493158613@qq.com。

通信作者:黄占斌,博士,教授,博士生导师,从事生防菌研究。

E-mail:zhhuang2003@163.com。

持水量为 20.97%, 土壤含水量为 3.78%, 经自然风干、捣碎、剔除杂物后过 2 mm 尼龙筛待用。土壤铅、镉本底值分别为 17.10、0.055 mg/kg, 钠基膨润土铅、镉含量分别为 10.40、0.005 mg/kg, 过磷酸钙铅、镉含量分别为 1.16、0.021 mg/kg。

本试验用高为 15 cm、上口径为 20 cm、下口径为 15 cm 的花盆盛 2.5 kg 土壤, 土壤重金属 Pb、Cd 分别以 $Pb(NO_3)_2$ 和 $CdCl_2$ 溶液的形式加入, 使得土壤 Pb、Cd 的含量分别为 500、5 mg/kg, 形成铅、镉复合污染土壤。

1.2 试验设计

采用 4 因素 3 水平正交 [$L_9(3^4)$] 试验设计(表 1), 高分子保水材料添加量(A)、有机营养材料腐殖酸添加量(B)、钠基膨润土添加量(C)、过磷酸钙添加量(D), 以不添加环境材料和磷肥为对照组 CK。每组设 3 个重复, 拌匀后经过 1 个月老化, 再取样测定土壤重金属形态分布。

1.3 测定指标与方法

土壤酸碱度采用玻璃电极法测定^[13], 土壤有机质含量采用重铬酸钾氧化-比色法测定^[14], 土壤含水量采用烘干法测

表 1 正交试验分组

组号	A (g/kg)	B (g/kg)	C (g/kg)	D (g/kg)
1	A ₁ (2.50)	B ₁ (6.25)	C ₁ (15.00)	D ₁ (1.25)
2	A ₁ (2.50)	B ₂ (12.50)	C ₂ (30.00)	D ₂ (2.50)
3	A ₁ (2.50)	B ₃ (25.00)	C ₃ (45.00)	D ₃ (3.75)
4	A ₂ (5.00)	B ₁ (6.25)	C ₂ (30.00)	D ₃ (3.75)
5	A ₂ (5.00)	B ₂ (12.50)	C ₃ (45.00)	D ₁ (1.25)
6	A ₂ (5.00)	B ₃ (25.00)	C ₁ (15.00)	D ₂ (2.50)
7	A ₃ (7.50)	B ₁ (6.25)	C ₃ (45.00)	D ₂ (2.50)
8	A ₃ (7.50)	B ₂ (12.50)	C ₁ (15.00)	D ₃ (3.75)
9	A ₃ (7.50)	B ₃ (25.00)	C ₂ (30.00)	D ₁ (1.25)

定^[15], 土壤铅、镉形态提取采用 Tessier 的连续提取法^[16], 具体步骤见表 2, 离心时间均为 10 min。土壤消解用 XH-800B 微波消解仪(北京祥鹤科技发展有限公司生产)按消解程序消解, 用电感耦合等离子体质谱(Inductively coupled plasma mass spectrometry, 简称 ICP-MS)(7500a, Agilent Technologies U. S. A 公司生产)测定样品中重金属 Pb 和 Cd 的浓度。

表 2 土壤中铅、镉各形态的连续提取方法

形态	浸提剂	条件
可交换态	取 1.000 g 土样, 加 1 mol/L 氯化镁 8 mL 在取出上清液	(25 ± 1) °C 下振荡 1 h
碳酸盐结合态	1 mol/L NaAc 8 mL 调 pH 值至 5.0	(25 ± 1) °C 下振荡 5 h
铁锰氧化态	20 mL 含 0.04 mol/L 盐酸羟胺的 25% HAc 溶液	(96 ± 3) °C 中恒温断续振荡 6 h
有机物结合态	加 0.02 mol/L 硝酸 3 mL、30% 过氧化氢 5 mL 加 30% 过氧化氢 3 mL, 冷却到 (25 ± 1) °C 加 5 mL 含 3.2 mol/L 醋酸铵的 20% 硝酸溶液	(85 ± 2) °C 下断续振荡 2 h (85 ± 2) °C 下断续振荡 3 h (85 ± 2) °C 下连续振荡 30 min
残渣态	差值法	测定重金属总量

2 结果与分析

Tessier 5 步连续形态提取法将重金属形态分为可交换态、碳酸盐结合态、铁锰氧化态、有机结合态和残渣态。研究表明, 可交换态对环境变化最敏感, 其活性最大, 易被植物生长所吸收; 碳酸盐结合态在土壤酸碱度降低时容易被活化; 铁锰氧化态和有机结合态不易被释放, 但在强氧化性条件下可能被分解, 引起生物毒性; 残渣态一般能长期稳定在土壤中, 不易被植物吸收^[17-19]。Mao 根据各形态的生物利用性大小将各种形态归纳为有效态、潜在有效态和不可利用态, 其中有效态包括可交换态和碳酸盐结合态, 潜在有效态包括铁锰氧化态和有机结合态, 它们是有有效态重金属的直接提供者, 不可利用态一般是指残渣态^[20]。

重金属进入土壤后, 其毒性不仅与其全量有关, 而且在更大程度上受形态分布所控制^[21]。重金属化学形态研究能将重金属活性进行分级, 揭示土壤重金属中的存在形态、迁移转化规律及可能产生的环境效应, 从而预测重金属的长期变化和环境影响^[22-23]。因此, 研究土壤重金属化学形态及其影响因素是解决土壤重金属污染的首要任务。

2.1 土壤中铅各形态分布情况分析

结果表明, 各处理改变了土壤铅的形态分布, 对可交换态来说, 各处理和对照相差不大, 但对铁锰结合态、有机结合态和残渣态的影响较大的为处理 4, 其有机结合态和残渣态含量高于 CK, 说明处理 4 的土壤铅有效态向稳定态转化。统

计(图 1)表明, Pb 以残渣态为主赋存土壤中, 9 个处理的 Pb 平均残渣态比例为 51.71%, 有机结合态、铁锰氧化物结合态平均比例分别为 24.42%、11.50%, 碳酸盐结合态和可交换态平均比例相对较低, 分别为 9.95%、2.43%, 各形态平均比例与 CK 组相差不大。土壤中 Pb 形态含量分布为残渣态 > 有机结合态 > 铁锰氧化物结合态 > 碳酸盐结合态 > 可交换态, 整体来看, Pb 的可交换态含量较低, 活化程度较低。

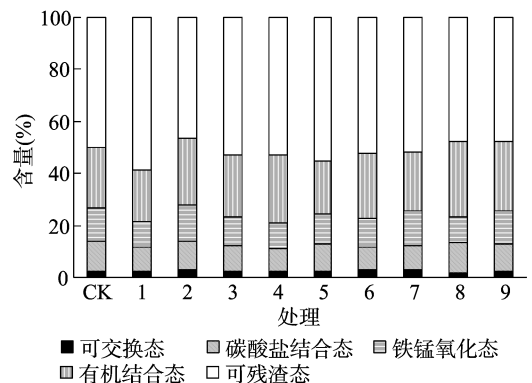


图 1 重金属铅形态全量百分比

各处理土壤中铅形态分布较 CK 处理有显著差异。统计(表 3)表明, 4 种环境材料对可交换态含量影响主次为 D > C > B = A, 过磷酸钙添加量对其影响较明显; 对残渣态含量影响主次为 B > A > C > D, 腐殖酸添加量对其影响较显著; 对稳定态(铁锰氧化态 + 有机结合态 + 残渣态)影响主次为 B > A >

表3 土壤中铅形态分布直观分布

%

组号	A	B	C	D	X_1	X_2	X_3	X_4	X_5	X_6
1	A ₁	B ₁	C ₁	D ₁	2.21	9.36	9.89	19.79	58.75	88.43
2	A ₁	B ₂	C ₂	D ₂	2.88	11.23	13.66	25.77	46.46	85.89
3	A ₁	B ₃	C ₃	D ₃	2.23	9.89	10.89	24.22	52.76	87.87
4	A ₂	B ₁	C ₂	D ₃	2.13	9.08	9.55	26.27	52.97	88.79
5	A ₂	B ₂	C ₃	D ₁	2.62	10.18	11.39	20.61	55.20	87.20
6	A ₂	B ₃	C ₁	D ₂	2.79	8.85	11.27	24.76	52.34	88.37
7	A ₃	B ₁	C ₃	D ₂	2.62	9.30	13.46	23.02	51.60	88.08
8	A ₃	B ₂	C ₁	D ₃	1.87	11.61	10.02	29.06	47.44	86.52
9	A ₃	B ₃	C ₂	D ₁	2.49	10.05	13.33	26.30	47.84	87.47

项目	X_1				X_2				X_3			
	A	B	C	D	A	B	C	D	A	B	C	D
k_1	2.44	2.32	2.29	2.44	10.16	9.25	9.94	9.86	11.48	10.97	10.39	11.54
k_2	2.51	2.46	2.50	2.76	9.37	11.01	10.12	9.79	10.74	11.69	12.18	12.80
k_3	2.33	2.50	2.49	2.08	10.32	9.60	9.79	10.19	12.27	11.83	11.91	10.15
极差 R	0.18	0.18	0.21	0.68	0.95	1.76	0.33	0.40	1.53	0.86	1.79	2.65
主次顺序	D > C > A = B				B > A > D > C				D > C > A > B			
优水平	A ₃	B ₁	C ₁	D ₃	A ₂	B ₁	C ₃	D ₂	A ₃	B ₃	C ₂	D ₂
优组合	A ₃ B ₁ C ₁ D ₃				A ₂ B ₁ C ₃ D ₂				A ₃ B ₃ C ₂ D ₂			

项目	X_4				X_5				X_6			
	A	B	C	D	A	B	C	D	A	B	C	D
k_1	23.26	23.03	24.54	22.23	52.66	54.44	52.84	53.93	87.40	88.43	87.77	87.70
k_2	23.88	25.15	26.11	24.52	53.50	49.70	49.09	50.13	88.12	86.54	87.38	87.45
k_3	26.13	25.09	22.62	26.52	48.96	50.98	53.19	51.06	87.36	87.90	87.72	87.73
极差 R	2.87	2.12	3.49	4.29	4.54	4.74	4.10	3.80	0.76	1.89	0.39	0.28
主次顺序	D > C > A > B				B > A > C > D				B > A > C > D			
优水平	A ₃	B ₂	C ₂	D ₃	A ₂	B ₁	C ₃	D ₁	A ₂	B ₁	C ₁	D ₃
优组合	A ₃ B ₂ C ₂ D ₃				A ₂ B ₁ C ₃ D ₁				A ₂ B ₁ C ₁ D ₃			

注: X_1 、 X_2 、 X_3 、 X_4 、 X_5 分布表示土壤铅可交换态、碳酸盐结合态、铁锰氧化物态、有机结合态、残渣态含量, $X_6 = X_3 + X_4 + X_5$ 。

C > D, 腐殖酸添加量对其影响较显著, 优组合为处理4, 较CK升高3.86%, 有效降低了土壤铅的活化程度。

2.2 土壤中镉各形态分布情况分析

试验表明, 各处理改变了土壤镉形态分布, 对可交换态和残渣态来说, 各处理的差异较大, 影响较大的为处理4和处理1, 处理4土壤镉可交换态含量低于CK, 残渣态含量高于CK, 处理1结果刚好相反, 土壤镉可交换态含量高于CK, 残渣态含量低于CK, 说明处理4环境材料组合的土壤镉有效态向稳定态转化, 处理1则促进土壤镉活化。统计(图2)表明, Cd以可交换态为主, 9个处理中可交换态Cd平均含量为44.97%, 铁锰氧化物结合态、残渣态平均比例分别为24.56%、16.75%, 碳酸盐结合态的平均含量为9.84%, 而有机结合态平均含量相对较低, 仅为3.88%。该老化土壤中Cd形态分布为可交换态 > 铁锰氧化物结合态 > 残渣态 > 碳酸盐结合态 > 有机结合态。从各部分含量分布来看, 可交换态仍占比较大, Cd离子的活化程度较高, 须要考虑其他影响因素尽量控制其迁移转化。

各处理土壤中铅形态分布较CK处理有显著差异。统计表明(表4), 环境材料添加量对可交换态含量影响主次为A > D > C > B, 保水剂添加量对其影响较明显; 对残渣态情况影响主次为D > A > C > B, 过磷酸钙对其影响最明显; 对稳定态(铁锰氧化物 + 有机结合态 + 残渣态)影响主次为A > D > C > B, 保水剂对其影响较显著, 优组合为处理6, 较CK升高

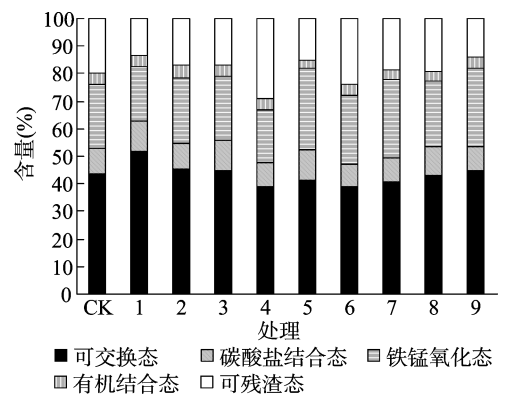


图2 重金属镉形态含量比例

11.36%, 有效的降低了土壤镉活化程度。

3 结论

土壤中Pb形态含量分布为残渣态 > 有机结合态 > 铁锰氧化物结合态 > 碳酸盐结合态 > 可交换态。整体来看, 铅活化程度较低。添加环境材料的土壤铅可交换态和碳酸盐结合态较CK有所降低, 铁锰氧化物态、有机物结合态和残渣态较CK有所提高, 说明添加环境材料有利于铅有效态向稳定态转化, 其中过磷酸钙和腐殖酸添加量对铅形态分布影响最大, 分析铅稳定态(铁锰氧化物 + 有机结合态 + 残渣态)含量变化情况得出优组合为处理4(A₂B₁C₂D₃), 其稳定态含量较

表4 土壤中镉形态分布直观分布表

%

组号	保水剂	腐殖酸	钠基膨润土	过磷酸钙	Y_1	Y_2	Y_3	Y_4	Y_5	Y_6		
1	A ₁	B ₁	C ₁	D ₁	51.78	11.17	19.60	4.06	13.39	37.05		
2	A ₁	B ₂	C ₂	D ₂	45.24	9.52	23.92	4.65	16.67	45.24		
3	A ₁	B ₃	C ₃	D ₃	44.59	10.99	23.76	3.94	16.71	44.41		
4	A ₂	B ₁	C ₂	D ₃	38.77	9.09	19.02	3.93	29.19	52.14		
5	A ₂	B ₂	C ₃	D ₁	41.21	10.90	29.89	3.16	14.85	47.90		
6	A ₂	B ₃	C ₁	D ₂	39.05	8.23	24.62	4.17	23.93	52.72		
7	A ₃	B ₁	C ₃	D ₂	40.74	8.72	28.2	3.98	18.36	50.54		
8	A ₃	B ₂	C ₁	D ₃	42.79	10.88	23.68	3.20	19.44	46.32		
9	A ₃	B ₃	C ₂	D ₁	44.54	9.06	28.35	3.83	14.23	46.41		
项目	Y_1				Y_2				Y_3			
	A	B	C	D	A	B	C	D	A	B	C	D
k_1	47.20	43.76	44.54	45.84	10.56	9.66	10.09	10.38	22.43	22.27	22.63	25.95
k_2	39.68	43.08	42.85	41.68	9.41	10.43	9.22	8.82	24.51	25.83	23.76	25.58
k_3	42.69	42.73	42.18	42.05	9.55	9.43	10.20	10.32	26.74	25.58	27.28	22.15
极差 R	7.52	1.03	2.36	4.16	1.15	1.00	0.98	1.56	4.31	3.56	4.65	3.80
主次顺序	A > D > C > B				D > A > B > C				C > A > D > B			
优水平	A ₂	B ₃	C ₃	D ₂	A ₂	B ₃	C ₂	D ₂	A ₃	B ₂	C ₃	D ₁
优组合	A ₂ B ₃ C ₃ D ₂				A ₂ B ₃ C ₂ D ₂				A ₃ B ₂ C ₃ D ₁			
项目	Y_4				Y_5				Y_6			
	A	B	C	D	A	B	C	D	A	B	C	D
k_1	4.22	3.99	3.81	3.68	15.59	20.31	18.92	14.16	42.23	46.58	45.36	43.79
k_2	3.75	3.67	4.14	4.27	22.66	16.99	20.03	19.65	50.92	46.49	47.93	49.50
k_3	3.67	3.98	3.69	3.69	17.34	18.29	16.64	21.78	47.76	47.85	47.62	47.62
极差 R	0.55	0.32	0.45	0.59	7.07	3.32	3.39	7.62	8.69	1.36	2.57	5.71
主次顺序	D > A > C > B				D > A > C > B				A > D > C > B			
优水平	A ₁	B ₁	C ₂	D ₂	A ₂	B ₁	C ₂	D ₃	A ₂	B ₃	C ₂	D ₂
优组合	A ₁ B ₁ C ₂ D ₂				A ₂ B ₁ C ₂ D ₃				A ₂ B ₃ C ₂ D ₂			

注: Y_1 、 Y_2 、 Y_3 、 Y_4 、 Y_5 分布表示土壤镉可交换态、碳酸盐结合态、铁锰氧化态、有机结合态、残渣态含量, $Y_6 = Y_3 + Y_4 + Y_5$ 。

高,土壤铅有效态含量较低。

土壤中 Cd 形态含量分布依次为可交换态 > 铁锰结合态 > 残渣态 > 碳酸盐结合态 > 有机物结合态,整体来看,可交换态仍占较大比例,Cd 离子的活化程度较高。添加环境材料土壤镉的可交换态和碳酸盐结合态较 CK 有所降低,铁锰氧化态、有机物结合态和残渣态较 CK 有所提高,说明添加环境材料有利于镉有效态向稳定态转化,其中保水剂和过磷酸钙添加量对镉各形态含量分布影响最大,分析镉稳定态(铁锰氧化态 + 有机结合态 + 残渣态)含量变化情况得出优组合为处理 6(A₂B₃C₃D₂),其稳定态含量较高,土壤镉有效态含量较低。

参考文献:

- [1] Zhang Y L, Dai J L, Wang R Q, et al. Effects of long-term sewage irrigation on agricultural soil microbial structural and functional characterizations in Shandong, China [J]. *European Journal of Soil Biology*, 2008, 44(1): 84-91.
- [2] 韦朝阳, 陈同斌. 重金属超富集植物及植物修复技术研究进展 [J]. *生态学报*, 2001, 21(7): 1196-1203.
- [3] 梁雨萍. 中国环境保护: 探索前进、喜中有忧的 30 年——访原国家环保总局副局长王玉庆 [J]. *中国党政干部论坛*, 2008(9): 4-10.
- [4] 薛美香. 土壤重金属污染现状与修复技术 [J]. *广东化工*, 2007, 34(8): 73-75.
- [5] 山本良一. 环境材料 [M]. 王天民, 译. 北京: 化学工业出版社,

1997: 30-36.

- [6] 彭丽成, 黄占斌, 石宇, 等. 不同环境材料对 Pb、Cd 污染土壤的淋溶效应 [J]. *环境科学学报*, 2011, 31(5): 1033-1038.
- [7] 黄震, 黄占斌, 孙朋成, 等. 环境材料对作物吸收重金属 Pb、Cd 及土壤特性研究 [J]. *环境科学学报*, 2012, 32(10): 2490-2499.
- [8] 黄占斌, 孙在金. 环境材料在农业生产及其环境治理中的应用 [J]. *中国生态农业学报*, 2013, 21(1): 88-95.
- [9] Conte P, Agretto A, Spaccini R, et al. Soil remediation: humic acids as natural surfactants in the washings of highly contaminated soils [J]. *Environmental Pollution*, 2005, 135(3): 515-522.
- [10] 王林, 徐应明, 孙国红, 等. 海泡石和磷酸盐对镉铅污染稻田土壤的钝化修复效应与机理研究 [J]. *生态环境学报*, 2012, 21(2): 314-320.
- [11] 张长波, 罗启仕, 付融冰, 等. 污染土壤的固化/稳定化处理技术研究进展 [J]. *土壤*, 2009, 41(8): 8-15.
- [12] 王永强, 肖立中, 李伯威, 等. 骨炭 + 沸石对重金属污染土壤的修复效果及评价 [J]. *农业环境与发展*, 2010, 27(3): 90-93.
- [13] 郑必昭. 土壤分析技术指南 [M]. 北京: 中国农业出版社, 2013.
- [14] 鲍士旦. 土壤农化分析 [M]. 3 版. 北京: 中国农业出版社, 2000.
- [15] 张晓虎, 李新平. 几种常用土壤含水量测定方法的研究进展 [J]. *陕西农业科学*, 2008(6): 114-117.
- [16] Tessier A, Campbell P G C, Bisson M. Sequential extraction procedures for the speciation of particulate trace metals [J]. *Analytical Chemistry*, 1979, 51(1): 844-851.

何建清,张格杰,赵伟进,等. 砂生槐根瘤内生细菌多样性及其促生潜力研究[J]. 江苏农业科学,2019,47(12):297-301.
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2019.12.067

砂生槐根瘤内生细菌多样性及其促生潜力研究

何建清,张格杰,赵伟进,王孝先

(西藏农牧学院,西藏林芝 860000)

摘要:以珍稀植物砂生槐为材料,对该植物根瘤内生细菌种群组成及其促生潜力进行研究,为砂生槐在荒漠化地区生态恢复与重建中的应用提供理论依据。采用 YMA 培养基通过平板涂布分离法分离内生细菌,通过 16S rDNA 序列同源性分析其遗传多样性,采用溶磷圈和钼锑抗比色法测定溶磷能力,Salkowski 比色法测定 IAA 分泌量,微量凯氏定氮法测定固氮量。结果表明,从砂生槐根瘤中分离到 19 株代表性内生细菌,分别属于芽孢杆菌属(*Bacillus*)、解糖假苍白杆菌(*Pseudochrobactrum*)、类芽孢杆菌属(*Paenibacillus*)、沙雷氏菌属(*Serratia*)和普罗威登斯菌属(*Providencia*)等 5 个属,其中芽孢杆菌属为优势菌属。在 19 株供试细菌中,7 株具有良好的溶解无机磷能力,溶磷量达到 100 mg/L 以上;6 株菌株具有良好的溶解有机磷能力,溶磷量达到 42 mg/L 以上;5 株菌株具有良好的固氮能力,固定氮量达 44 mg/L 以上;3 株菌株具有良好的 IAA 分泌能力,IAA 分泌量达 45 μg/mL 以上。利用种子发芽指标测定高溶磷菌株的促生能力,其中菌株 R24 能明显提高砂生槐种子的萌发率。综上,西藏砂生槐根瘤内生细菌遗传多样性丰富,且具有良好的促生能力,是重要的生物资源。

关键词:砂生槐;根瘤;内生细菌;16S rDNA;促生能力

中图分类号: S182 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2019)12-0297-05

在研究根瘤菌与豆科植物共生关系的过程中,人们发现根瘤中同时定居着许多与根瘤菌不同的内生菌,这些非共生细菌生活在根瘤中,但不引起植物产生明显的病害,为根瘤内生细菌^[1-2]。植物内生细菌不仅将植物作为其栖息场所,而且对宿主植物有促生、防病、内生联合固氮等广泛的生物学作用^[3-6],根瘤内生细菌也有类似的作用^[7-9]。植物内生细菌因具有多方面的生物学和生态学功能,成为潜力巨大、尚待开发的微生物新资源,受到广泛重视^[10-11]。相对于植物其他组织部位的内生细菌而言,关于根瘤内生细菌的研究相对较少。

砂生槐(*Sophora moorcroftiana*),别称西藏狼牙刺、刺柴、金雀花等,藏语名吉瓦,为豆科槐属多年生矮灌木,是青藏高原特有种^[12-13]。砂生槐灌丛主要分布在雅鲁藏布江流域中段的宽谷、两侧低山及拉萨河、年楚河等主要支流的宽谷内。作为典型的河谷灌丛,砂生槐具有良好的防风固沙、涵养水源等重要生态作用^[14-15]。目前关于砂生槐的研究主要集中在种群和群落结构、繁殖特性、固沙特性和物种多样性等方面^[16-18],迄今未见关于砂生槐根瘤内生细菌及其促生性的研究报道。鉴于此,本研究以西藏砂生槐根瘤为研究材料,探讨砂生槐根瘤内生细菌资源多样性及其促生潜力,为其在西藏荒漠化地区生态恢复与重建中的应用提供理论依据。

收稿日期:2018-02-18

基金项目:国家自然科学基金(编号:31560001)。

作者简介:何建清(1971—),女,四川南充人,硕士,教授,主要从事农业微生物资源与生物防治研究。Tel:(0894)5831835;E-mail:hejianqingxz@163.com。

通信作者:张格杰,硕士,教授,主要从事植物病害防治研究。Tel:(0894)5822332;E-mail:33635857@qq.com。

1 材料与方 法

1.1 根瘤的采集

2017年5—7月分别从西藏米林县、朗县、加查县、林周县、白朗县、拉萨市、日喀则市、贡嘎县、扎囊县等地采集盛花期和结荚期砂生槐根瘤样品。将采集的结瘤砂生槐根部装入

[17] Singh A K, Hasnain S I, Banerjee D K. Grain size and geochemical partitioning of heavy metals in sediments of the Damodar River - a tributary of the lower Ganga, India [J]. Environmental Geology, 1999, 39(1): 90-98.

[18] 李宇庆,陈玲,仇雁翎,等. 上海化学工业区土壤重金属元素形态分析[J]. 生态环境, 2004, 13(2): 154-155.

[19] 崔妍,丁永生,公维民,等. 土壤中重金属化学形态与植物吸收的关系[J]. 大连海事大学学报, 2005, 31(2): 59-63.

[20] Mao M Z. Speciation of metals in sediments along the Le An River [R]//CERP Final Report. France: ImprimerieJouve Mayenne, 1996: 55-57.

[21] 蔡奎,段亚敏,栾文楼,等. 石家庄农田区土壤重金属 Cd、Cr、

Pb、As、Hg 形态分布特征及其影响因素[J]. 地球与环境, 2014, 42(6): 742-749.

[22] Impellitteri C A, Saxe J K, Cochran M, et al. Predicting the bioavailability of copper and zinc in soils: modeling the partitioning of potential bilavailable copper and zine from solid to soil solution [J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 2003, 22(6): 1380-1386.

[23] Sastre J, Hernandez E, Rodriguez R, et al. Use of sorption and extraction tests to predict the dynamics of the interaction of trace elements in agricultural soils contaminated by a mine tailing accident [J]. Science of the Total Environment, 2004, 329(1/2/3): 261-281.