

蚯蚓(*Eisennia foetida*)对玉米根际 As、P 形态转化及其吸收的影响

白建峰^{1,2,4}, 林先贵^{1,2*}, 尹睿^{1,2}, 张华勇^{1,2}, 王俊华^{1,2}, 陈雪民³, 李江元³

(1. 中国科学院南京土壤研究所土壤与农业可持续发展国家重点实验室, 南京 210008; 2. 中国科学院南京土壤研究所-香港浸会大学土壤与环境联合开放实验室, 南京 210008; 3. 江苏省吴江市农林局, 吴江 215200; 4. 中国科学院研究生院, 北京 100049)

摘要:从湖南省石门县的 As 矿区附近采集不同程度 As 污染的农田土壤, 通过盆栽添加秸秆和接种蚯蚓等处理来研究蚯蚓对玉米根际 As、P 形态转化及其吸收的影响, 10 周后收获玉米, 测定了玉米生物量、体内 As、P 含量以及根际土壤中 As、P 形态. 结果发现, 与对照相比, 不论土壤含 As 浓度高低, 接种蚯蚓或同时施加秸秆增加玉米地上部和地下部的生物量, 最高分别高出对照 149% 和 222%. 在中、高 As 土壤中, 玉米地下部 As 浓度是蚯蚓和同时添加秸秆处理中最高, 地上部是单接蚯蚓处理高于单施秸秆处理. 不同 As 浓度下, 地下部 P 浓度是单接蚯蚓处理的最高, 地上部是单施秸秆处理的最高. 逐级提取法分析根际土壤 As、P 形态表明, 低 As 土壤中 Ca-P 影响玉米吸收 As ($r = 0.981$), 中、高 As 土壤中晶态的 Fe、Al 水合氧化物态 As 不利于玉米吸收 Al-P, 相关性系数分别为 0.953、0.997. 接种蚯蚓或同时施加秸秆, 促进根际土壤中非专性吸附态的、Fe 和 Al 结合态的 As 形态含量以及 O-P 含量升高, 在中、高 As 土壤中效果更明显.

关键词: 蚯蚓; 玉米; 砷污染土壤; 磷; 形态; 秸秆

中图分类号: X171.5; X503 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2007)07-1600-07

Effects of Earthworm (*Eisennia foetida*) on As, P Uptake by Maize and As, P Fractional Transformation in the Rhizosphere

BAI Jian-feng^{1,2,4}, LIN Xian-gui^{1,2}, YIN Rui^{1,2}, ZHANG Hua-yong^{1,2}, WANG Jun-hua^{1,2}, CHEN Xue-min³, LI Jiang-yuan³

(1. State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; 2. Joint Open Laboratory of Soil and Environment, Institute of Soil Science and Hongkong Baptist University, Nanjing 210008, China; 3. Department of Agriculture of Wujiang, Wujiang 215200, China; 4. Graduate School of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract: A pot experiment was conducted to examine the roles of earthworm in As uptake from original As-polluted soil by maize (*Zea mays* L.), and their effects on As, P fractions in the rhizosphere. The As-polluted soils with three As levels were collected from the arable soil near As mine. The plants were harvested after 10 weeks of growth. Dry weight (DW) and P, As concentrations of plants, as well as As and P fractions of the rhizospheric soil, were determined. The results showed that inoculated earthworm or appended rice straw increased maximal 149%, 222% DW of root and shoot, respectively. At the medium and high soil As levels, root As concentration in the soil treated by earthworm and rice straw was highest among all treatments, and earthworm increased more As concentration of shoot than rice straw did. In different soil As levels, root P concentration in the soil treated by earthworm was highest, and shoot P by rice straw. Ca-P affected maize absorbing As at the low soil As level ($r = 0.981$), and maize absorbing Al-P was restrained by As involved in well-crystallized hydrous oxides of Fe and Al at the medium ($r = 0.953$) and high ($r = 0.997$) soil As levels. The concentration of non-specially absorbed As and As combined with Fe or Al and of O-P increased at the soil inoculated earthworm or/and appended rice straw at the same time. These results indicated that earthworm was more valuable for plant developing than rice straw was.

Key words: earthworm; maize; As-polluted soil; phosphorus; fractionation; rice straw

As 污染引起了全世界学术界及政界的广泛关注, 据世界卫生组织官员公布, 日前全球至少有 5 000 多万人口正面临着地方性砷中毒的威胁, 大多数为亚洲国家, 而中国正是受砷毒危害最为严重的国家之一, 其中湖南、广西 2 省受到砷污染的土壤至少有上千 km². 重金属污染土壤的植物修复研究正

受到国内外的广泛关注, 而根际对植物吸收重金属

收稿日期: 2006-09-04; 修订日期: 2006-10-23

基金项目: 中国科学院创新团队国际合作伙伴计划项目 (CXTD-Z2005-4); 江苏省社会发展项目 (BS2006025)

作者简介: 白建峰 (1978 ~), 男, 博士研究生, 主要研究方向为土壤污染及生物修复, E-mail: bjfwjp@126.com

* 通讯联系人, E-mail: xglin@issas.ac.cn

的影响更是关注的焦点^[1],As 污染土壤的植物修复也不例外.蚯蚓通常被认为是土壤动物区系的代表类群而被用于生物指示、监测污染土壤,其通过穴居和翻动作用影响土壤的疏水和通气,故而有效分解有机质,维护土壤结构,增强土壤肥力^[2];蚯蚓能改变土壤污染物的形态、溶解性和毒性^[3].因而,接种蚯蚓于根际,能改变根际微环境及其特性.而蚯蚓保持土壤较高的疏水和通气能力,有利于土壤中 As 以 As(V)存在,As(V)是植物吸收 As 的主要价态^[4].蚯蚓对 As 有着很强的耐受性,在含 53 000 mg/kg As 的矿业废渣土壤中仍能大量存活^[5],如果蚯蚓接种于 As 污染土壤,可能会对植物吸收 As、进而对 As 污染土壤的植物修复具有积极的意义.

事实上,关于根际 As 的生物地球化学研究以及蚯蚓-植物修复 As 污染土壤的报道很少,尤其是针对自然 As 污染土壤^[6].本实验对采自 As 矿区附近的 As 污染土壤接种蚯蚓,并添加秸秆,在提高蚯蚓存活率的同时,研究蚯蚓对种植于 As 污染农田中生物量大的玉米吸收 As、P 的影响,并关注根际过程后土壤中 As、P 形态的转化与植物吸收 As、P 的关系,以期为理解种植于 As 污染农田的玉米吸收 As 机理提供理论依据,也为探讨玉米在修复 As 污染农田中的可能作用奠定基础.

1 材料与方法

1.1 供试材料

供试土壤:供试的 3 种土壤分别采自湖南省石门县 As 矿区废弃冶炼厂附近、采矿区山脚处及其 6 km 外的农田里,分别代表高 As、中 As 和低 As 土壤,简称为 H-As、M-As、L-As.采集土壤时剔除表层植物凋落物,取表层 0~20 cm 土壤.自然风干,过 2 mm 尼龙筛.

土壤的基本理化性质见表 1.该区域内土壤已受到 As 污染,尤其是冶炼厂和矿区山脚处农田,As 污染较严重,分别是国家土壤环境三级标准(40 mg•kg⁻¹)的 7.17 和 4.63 倍,对照土壤也已超过国家土壤环境一级标准(15 mg•kg⁻¹),而这些土壤现正在耕种中,可见,该区内土壤中种植的农产品将可

能会对区内居民构成健康威胁.

供试蚯蚓为赤子爱胜蚓(*Eisenia foetida*),购自南京某养殖场.试验前进行预培养,选择环带明显、大小基本一致的健康蚯蚓.

供试植物:供试植物为玉米(*Zea mays* L. CV ChengHai-1,澄海 1 号),玉米种子在种植前,先在室内 28℃催芽 48 h 后再播种.

秸秆:稻草自然风干后,粉碎至 <0.5 cm 长,加水自然发酵 1 周,在 60℃下烘干后备用.

1.2 试验设计

试验以盆栽的方式进行,各供试土壤中均设 4 个处理,分别为:①对照(CK);②施加 20 g 秸秆(S);③接种 10 条蚯蚓(E);④10 条蚯蚓 + 20 g 秸秆(ES),每个处理设 3 次重复,共计 36 盆.试验采用 1.5 L 塑料盆,盆底采用 100 目尼龙布垫底,每盆装土 1 kg,秸秆层施,接种蚯蚓.在播种玉米前,所有盆均置于 24 h 有光条件下 10 d,使蚯蚓适应新环境.在这期间,每天浇蒸馏水,维持土壤含水率约为田间最大持水量的 80%.每盆播种大小一致并催芽的玉米 3 株,所有盆随机排列于中国科学院南京土壤研究所日光温室内,浇蒸馏水,维持土壤含水率约为田间最大持水量的 80%.

玉米生长 10 周后收获,地上部和地下部分别于 60℃烘干至恒重后,称取干重.根际土壤混合后,每盆取 100 g 土样,自然风干后研磨过 100 目尼龙筛,样品保存供测定各项指标.

1.3 测试项目

1.3.1 土壤样品

土壤样品的理化性质:pH 以土:水(无 CO₂) = 1:2.5法测定,凯氏定氮法测定总 N,钼锑钒比色法测定 P^[7].

土壤中 As 形态采用改进的逐级提取法^[8]:F1,非专性吸附态,0.05 mol/L (NH₄)₂SO₄,20℃/4 h;F2,专性吸附态,0.05 mol/L NH₄H₂PO₄,20℃/16 h;F3,非晶态的水合 Fe、Al 氧化物态,0.2 mol/L (NH₄)₂C₂O₄,pH 3.25,20℃/4 h(黑暗条件下);F4,晶态的水合 Fe、Al 氧化物态,0.2 mol/L (NH₄)₂C₂O₄ + 抗坏血酸,pH 3.25,96℃/0.5 h(伴有光照).

P 形态采用逐级提取法^[7]:①1 mol/L NH₄Cl(可溶性 P,舍去不测),20~25℃/30 min;②0.5 mol/L NH₄F(Al-P),20~25℃/1 h;③0.1 mol/L NaOH(Fe-P),20~25℃/2 h;④0.3 mol/L Na₃C₆H₅O₇[O(闭蓄态)-P],80~90℃/15 min;⑤0.5 mol/L H₂SO₄(Ca-P),

表 1 供试土壤基本性质

Table 1 Basic properties of the tested soil

样号	pH	C/N	As/mg•kg ⁻¹	P/mg•kg ⁻¹	有效 P/mg•kg ⁻¹
L-As	6.67±0.01	8.93±0.73	24.42±0.58	760±58	30.87±0.75
M-As	5.59±0.01	9.75±0.12	185.26±4.29	512±10	5.05±0.59
H-As	4.20±0.01	8.93±0.30	286.82±10.29	6670±201	44.10±1.72

20 ~ 25℃/1 h.

土壤样品用 1:1 王水消化后,采用氢化物发生器-原子荧光光谱法(HG-AFS)测定总 As. 选用中国地质科学院地球物理化学勘探研究所的土壤标准样品(GBW07406)控制分析的准确性, As、P 的回收率分别为(91 ± 5)%、(85 ± 4)%.

1.3.2 植物样品

植物样品用 HNO₃:HCl = 3:1 进行消化后的溶液样品,采用氢化物发生器-原子荧光光谱法(HG-AFS)测定 As. 植物样品采用浓 H₂SO₄ 和 H₂O₂ 消化后,钼锑钨比色法测定 P^[7]. 选用中国地质科学院地球物理化学勘探研究所的植物标准样品(GBW07603)控制分析的准确性, As、P 的回收率分别为(100 ± 4)%、(90 ± 3)%.

1.4 数据统计

采用 SPSS10.0 软件处理试验数据, Duncan 多重比较各处理之间的差异显著性.

2 结果与讨论

2.1 接种蚯蚓对玉米地上和地下部生物量的影响

如表 2 所示,随着土壤含 As 浓度的升高,相同处理中玉米生物量具有降低的趋势. 不论土壤 As 浓度高低,接种蚯蚓及同时施加秸秆处理的玉米地上部、地下部生物量均高于对照和单施秸秆处理. 低 As 土壤:与对照相比,施加秸秆或接种蚯蚓均提高地下部和地上部生物量,但接种蚯蚓显著提高地下部和地上部生物量,蚯蚓 + 秸秆处理次之($p < 0.05$). 中 As 土壤:单施秸秆处理的地下部生物量低于对照,而地上部生物量显著高于对照;接种蚯蚓显著提高地下部和地上部生物量,蚯蚓 + 秸秆处理的地上部和地下部生物量增加,且地上部生物量达到显著水平($p < 0.05$). 高 As 土壤:与对照相比,添加秸秆或接种蚯蚓均能提高植株地上部和地下部生物量,同时接种蚯蚓和施加秸秆更能显著提高地上部和地下部生物量($p < 0.05$). 无机 As 是对植物有毒的元素^[9], 土壤中高浓度 As 会对玉米生长构成胁迫. 可见,接种蚯蚓或施加秸秆均利于植物在 As 污染土壤中生长,而接种蚯蚓要强于单施秸秆的作用. 在高浓度 As 土壤中,蚯蚓和秸秆的共同作用更利于玉米生长. 已有的相关研究也表明,在正常土壤和重金属污染介质中接种蚯蚓均利于植物的生长^[10,11].

2.2 接种蚯蚓对玉米体内 As、P 浓度及吸收量的影响

如表 3 所示,随着土壤 As 浓度的升高,同一处

表 2 蚯蚓和秸秆对玉米地上部与地下部生物量的影响¹⁾/g·pot⁻¹

Table 2 Shoot and root biomass of maize in response to earthworm and rice straw/g·pot ⁻¹					
处理	对照	秸秆	蚯蚓	蚯蚓 + 秸秆	
地	L-As	4.51 ± 0.08a	4.28 ± 0.13a	6.73 ± 0.14c	5.22 ± 0.44b
上	M-As	1.21 ± 0.42a	1.50 ± 0.30ab	1.56 ± 0.29ab	2.30 ± 0.59b
部	H-As	0.76 ± 0.07a	1.07 ± 0.19b	1.03 ± 0.11b	2.45 ± 0.26c
地	L-As	1.10 ± 0.14b	1.11 ± 0.12a	2.74 ± 0.24c	1.99 ± 0.18b
下	M-As	0.91 ± 0.24a	0.81 ± 0.15a	1.21 ± 0.13a	1.00 ± 0.26a
部	H-As	0.47 ± 0.01a	0.57 ± 0.10a	0.54 ± 0.10a	1.34 ± 0.28b

1) 不同字母表示同一 As 浓度下不同处理的生物量差异达到 5% 显著水平

理中玉米地上部和地下部吸收 As 的浓度显著升高. 不论土壤 As 浓度高低,对照处理的地上部 As 浓度最高. 低 As 土壤:对照处理中地上部和地下部 As 浓度最高,单接蚯蚓及蚯蚓 + 秸秆处理中地上部和地下部 As 浓度均略低于单施秸秆处理($p < 0.05$). 中 As 土壤:单接蚯蚓及蚯蚓 + 秸秆处理地下部 As 浓度显著高于其它处理($p < 0.05$),但地上部 As 浓度低于对照处理、高于单施秸秆处理. 高 As 土壤:与对照相比,单接蚯蚓和单施秸秆处理地下部 As 浓度均较低,而在蚯蚓 + 秸秆处理中地下部 As 浓度最高;单接蚯蚓及蚯蚓 + 秸秆处理中地上部 As 浓度高于单施秸秆处理. 可见在中、高浓度 As 土壤中,玉米地下部 As 浓度均是在蚯蚓 + 秸秆处理中最高,接种蚯蚓处理的玉米地上部 As 浓度均高于单施秸秆处理,这表明,接种蚯蚓比单施秸秆更能促进玉米向地上部转移 As,有利于缓解玉米地下部吸收高浓度 As 的压力.

如表 3 所示,不论土壤 As 浓度高低,单接蚯蚓处理中地下部 P 浓度最高,单施秸秆处理使得地上部 P 浓度最高. 低 As 土壤:与对照相比,单施秸秆能显著促进玉米地上部吸收 P($p < 0.05$),同时接种蚯蚓和添加秸秆的作用次之;单接蚯蚓及同时添加秸秆均促进玉米地下部吸收高含量的 P. 中 As 土壤:与对照相比,施加秸秆有利于地上部吸收 P;施加秸秆或接种蚯蚓均利于玉米地下部 P 浓度升高,而单接蚯蚓的作用更显著($p < 0.05$). 高 As 土壤:与对照相比,施加秸秆或接种蚯蚓均能显著促进玉米地上部吸收 P;单施秸秆处理中地下部 P 浓度最低,而单接蚯蚓显著促进玉米地下部吸收 P($p < 0.05$). 可见,接种蚯蚓或施加秸秆均利于玉米从土壤中吸收更多的 P,而在较高浓度 As 土壤中,接种蚯蚓比单施秸秆更利于玉米从土壤中吸收高浓度的 P.

表 3 蚯蚓和秸秆对玉米地上部和地下部 As、P 浓度的影响¹⁾

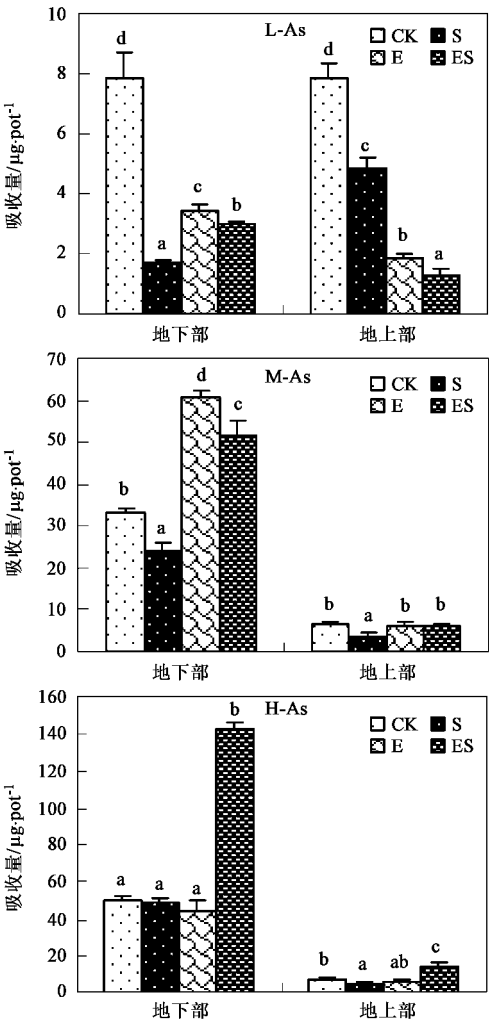
Table 3 Shoot and root As, P concentration of maize in response to earthworm and rice straw

处理		对照	秸秆	蚯蚓	蚯蚓 + 秸秆
地上部 As /mg•kg ⁻¹	L-As	1.75 ± 0.17c	1.14 ± 0.36b	0.28 ± 0.01a	0.25 ± 0.02a
	M-As	5.33 ± 0.79c	2.32 ± 0.29a	4.01 ± 0.51b	2.59 ± 0.57a
	H-As	8.65 ± 1.34c	4.02 ± 0.90a	5.56 ± 0.76ab	5.90 ± 0.51b
地下部 As /mg•kg ⁻¹	L-As	7.12 ± 1.14b	1.54 ± 0.10a	1.25 ± 0.03a	1.50 ± 0.06a
	M-As	36.7 ± 4.3b	29.8 ± 1.1a	50.3 ± 2.2c	51.4 ± 2.9c
	H-As	105 ± 6b	84.7 ± 4.1a	81.2 ± 4.5a	106 ± 8b
地上部 P /g•kg ⁻¹	L-As	1.98 ± 0.10a	2.96 ± 0.69b	1.76 ± 0.38a	2.35 ± 0.08b
	M-As	0.97 ± 0.03a	1.23 ± 0.10b	1.01 ± 0.05a	1.15 ± 0.01b
	H-As	2.04 ± 0.10a	2.47 ± 0.02b	2.45 ± 0.05b	2.23 ± 0.03ab
地下部 P /g•kg ⁻¹	L-As	1.76 ± 0.02a	1.64 ± 0.09a	3.55 ± 0.12c	2.22 ± 0.19b
	M-As	1.02 ± 0.04a	1.18 ± 0.25a	1.52 ± 0.04b	1.20 ± 0.17a
	H-As	2.86 ± 0.15a	2.78 ± 0.11a	5.10 ± 0.23c	3.19 ± 0.12b

1) 不同字母表示同一 As 浓度下不同处理的 As、P 浓度差异达到 5% 显著水平

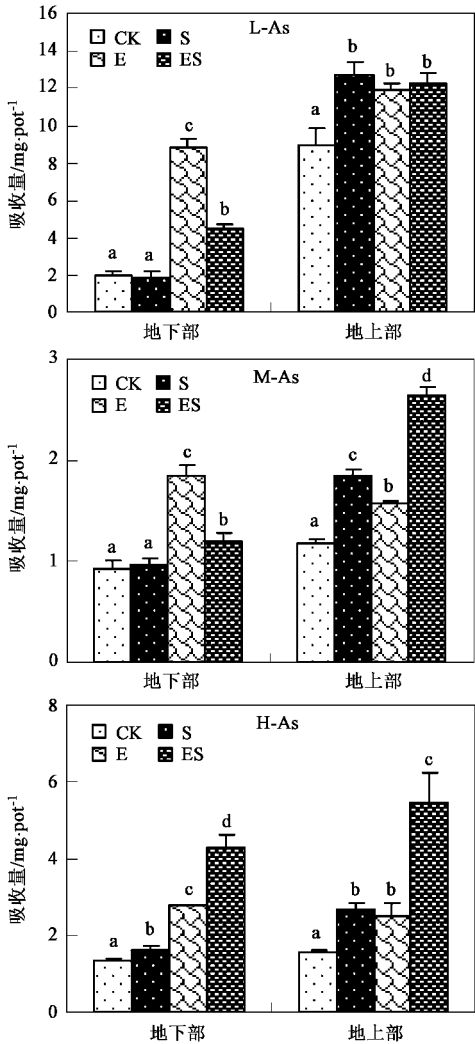
如图 1 所示,在低 As 土壤中,对照处理的地上部和地下部均吸收较高含量的 As,接种蚯蚓或施加秸秆均降低了玉米吸收的 As 含量.但在中、高 As 土壤中,接种蚯蚓或同时施加秸秆促进玉米地下部吸收较高含量 As,而对地上部吸收 As 含量的促进作用仅表现在高 As 土壤中;单施秸秆降低了玉米地上部或地下部吸收的 As 含量.而玉米对 P 的吸收量(图 2),无论 As 浓度高低,接种蚯蚓或施加秸秆,均增加了玉米地上部或地下部吸收的 P 量,同时在低 As 土壤中,与植物吸收 As 趋势正好相反,接种蚯蚓或同时施加秸秆显著增加了植物地上部和地下部吸收的 P 含量.

Ma 等^[11]的研究表明,接种蚯蚓并不能促进植物吸收较高浓度的重金属.本研究中,在较高的 As 浓度下,单接蚯蚓能促进玉米向地上部转移 As,同时向土壤中添加秸秆,更能促进玉米在地下部累积 As,表现出在相同含 As 水平下与玉米吸收 P 的相同趋势.这可能与 As 是 1 种类金属元素有关,其对植物而言,具有与 P 相似的生理生化特性^[12],蚯蚓可能在促进植物根部吸收 P 的同时吸收了 As,导致根际累积较高浓度的 As.相关性分析也表明在不同浓度 As 土壤中 As 和 P 吸收均呈负相关关系, P 与 As 是竞争被植物吸收. Tu 等^[13]发现超富集 As 植物——蜈蚣草吸收磷酸盐有利于自身富集砷酸盐,并能缓解 As 的毒性. As 被植物吸收后,在质膜中与磷酸盐竞争,取代 ATP 中的磷酸盐形成不稳的化合物 ATP-As,导致细胞中产能能力的削弱^[14]. 玉米作为普通的农作物,可能并不具备如超富集植物积累 As 的能力,因而在高浓度 As 污染土壤中,玉米可能更需要通过 P 的吸收来缓解 As 的生理毒性,接种蚯蚓



不同字母表示同一 As 浓度下不同处理的地上部、地下部 As 含量差异达到 5% 显著水平

图 1 接种蚯蚓和添加秸秆对玉米吸收 As 量的影响
Fig.1 Effects of the earthworm and rice straw on maize absorbing As content



不同字母表示同一 As 浓度下不同处理的地上部、地下部 P 含量差异达到 5% 显著水平

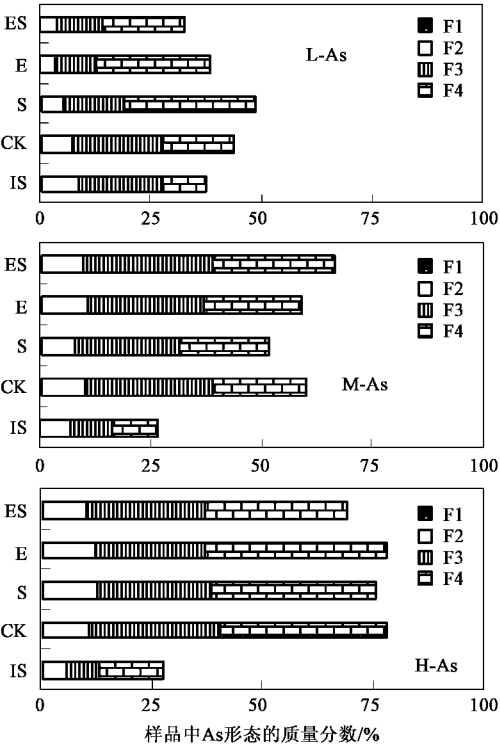
图 2 接种蚯蚓和添加秸秆对玉米吸收 P 量的影响
Fig.2 Effects of the earthworm and rice straw on maize absorbing P content

或同时施用秸秆使得玉米吸收大量 P 的同时增强了对 As 的耐受性. 在单施秸秆处理中, 地上部吸收了较高浓度的 P, 地下部并没有, 但地下部吸收了较高浓度的 As, 可见添加秸秆仅能利于玉米向地上部转移 P, 地下部对 P 只有较低的吸收, 可能不利于缓解根际 As 的毒性. 而接种蚯蚓或同时施加秸秆也比单施秸秆更能提高玉米地上部和地下部生物量, 因此, 接种蚯蚓更有利于玉米在高 As 污染土壤中存活.

2.3 接种蚯蚓对玉米根际 As、P 形态转化的影响

如图 3 所示, 不论土壤 As 浓度高低, 与种植前土壤相比, 根际土壤中非专性吸附态 F1 及晶态 Fe、Al 水合氧化物态 F4 的 As 含量升高; 而在中、高 As 土壤中, 所有形态的 As 含量均升高, 这应与根际土

壤中较大强度的生物活动参与有关. 从含 As 水平看, 在低 As 土壤中, 非专性吸附态 F1 的 As 含量在对照处理中最高, 单施秸秆处理中晶态 Fe、Al 水合氧化物态 F4 的 As 含量最高, 单接蚯蚓处理次之. 在中 As 土壤中, 与对照相比, 非专性吸附态 F1 和专性吸附态 F2 的 As 含量均以单接蚯蚓处理中较高; 而非晶态 Fe、Al 水合氧化物态 F3 及晶态 Fe、Al 水合氧化物态 F4 的 As 含量以蚯蚓 + 秸秆处理中最高 ($p < 0.05$). 在高 As 土壤中, 与对照相比, 单施秸秆和蚯蚓 + 秸秆处理中非专性吸附态 F1 的 As 含量较高, 单接蚯蚓使得专性吸附态 F2 和晶态 Fe、Al 水合氧化物态 F4 的 As 含量最高 ($p < 0.05$). 可见接种蚯蚓能活化较高浓度 As 土壤中的 As, 尤其是非专性吸附态 As, 该形态的 As 是最直接能被植物利用的形态^[8]; 此外, 蚯蚓 + 秸秆处理中非晶态或晶态 Fe、Al 水合氧化物态的 As 含量升高, 这些形态的 As 虽然比非专性吸附态或专性吸附态更难被植物利用, 但与 Fe、Al 结合的 As 含量升高, 这些结合态的 As 来源于更难被植物利用的残渣态中, 因而, As 的生物活性是相对变强, 这表明在蚯蚓和秸秆的共同作用下也能活化土壤中的 As.

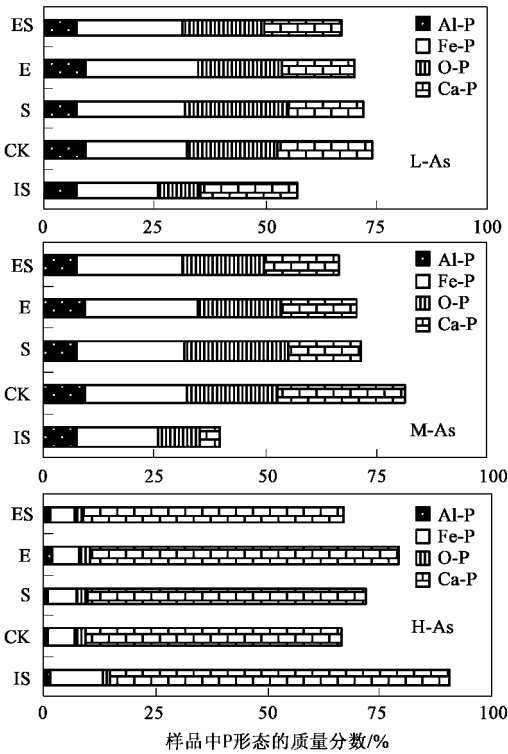


IS: 种植前土壤; CK: 对照; S: 秸秆处理; E: 蚯蚓处理; ES: 蚯蚓 + 秸秆处理; 不含残渣态的 As 含量

图 3 根际土壤中 As 形态的变化

Fig.3 Transformation of As fractionation in the rhizosphere

如图 4 所示,不论土壤 As 浓度高低,与种植前土壤相比,各处理的根际土壤中 O-P 含量显著升高($p < 0.05$),其它形态的 P 含量因土壤含 As 水平不同而异.低 As 土壤中,各处理土壤中除 Ca-P 含量略有下降外,其它形态的 P 均比对照中相应形态的 P 含量高,Al-P、Fe-P 含量在单接蚯蚓处理中最高.中 As 土壤中,各处理间 Al-P 含量无显著差异,Fe-P、Ca-P 含量在对照处理中最高($p < 0.05$),O-P 含量以单接蚯蚓处理中较高.高 As 土壤中,Al-P、O-P 和 Ca-P 含量均在单接蚯蚓处理中最高,Fe-P 含量则在秸秆处理中最高($p < 0.05$).可见,植物的种植生长,吸收了能直接利用的 P,土壤中的 P 越来越“走向”惰性,接种蚯蚓能一定程度上缓解这种趋势.



IS: 种植前土壤; CK: 对照; S: 秸秆处理; E: 蚯蚓处理; ES: 蚯蚓 + 秸秆处理; 不含残渣态的 P 含量

图 4 根际土壤中 P 形态的变化

Fig.4 Transformation of P fractionation in the rhizosphere

已有研究表明^[15], P、As 的化学性质类似, P、As 在植物吸收转运过程中往往表现出拮抗效应. 本研究中,在自然 As 污染土壤中种植玉米,且不施 P 肥或其它肥料,玉米吸收 As、P 与土壤中 As、P 形态的相关关系为(用 $p < 0.05$ 时的 r 值表示):低 As 土壤中,玉米体内 As 主要来源于专性吸附态 As ($r = 0.994$)、非晶态 Fe、Al 水合氧化物态($r = 0.998$)和晶态 Fe、Al 水合氧化物态的 As($r = 0.953$);土壤

中专性吸附态的、非晶态 Fe、Al 水合氧化物态的 As 与 Ca-P 呈显著相关性, r 值分别为 0.973、0.975;而 Ca-P 与玉米吸收 As 呈显著相关性($r = 0.981$),因此 Ca-P 是影响玉米从低 As 土壤中吸收 As 的主要 P 形态. 中 As 土壤中,玉米体内 As 与土壤中各种形态的 As 无显著相关性,而玉米体内 P 则与土壤中 Al-P 呈显著相关性($r = 0.952$),但晶态的 Fe、Al 水合氧化物态 As($r = 0.953$)、升高的 O-P($r = 0.997$)不利于土壤中 Al-P 的释放,因此玉米吸收土壤中 Al-P 受到晶态的 Fe、Al 水合氧化物态 As 和向闭蓄态 P 转化的抑制. 高 As 土壤中,玉米生长不利于专性吸附态 As 在土壤中存在($r = 0.962$),而玉米吸收的 P 形态与在中 As 土壤中相同,与 Al-P 呈显著相关性($r = 0.983$),但晶态的 Fe、Al 水合氧化物态 As 抑制 Al-P ($r = 0.997$)在土壤中的进一步释放,进而不利于玉米吸收 Al-P. 与其它 P 形态相比,Al-P 是较易被植物利用的 P 形态^[7],这也是在中、高 As 土壤中玉米主要利用 Al-P 的原因;但在低 As 土壤中相关性分析表明无玉米主要利用的 P 形态,仅与 Al-P 的相关性较强,其机理还有待进一步研究. 可见,植物吸收 As、P 与 Fe、Al、Ca 息息相关,也与 As、P 因在土壤中相互间竞争吸附而影响彼此的生物活性有关.

As 在土壤中主要与 Fe、Al 等元素结合成松散或稳定的化合物^[16-18],无机 P 与 Fe、Al、Ca 等元素也密切相关^[19],因此这些元素影响着 As、P 在土壤中能生物利用的各种形态. 而 Fe、Ca 等元素则是植物所必须的大量营养元素^[20],甚至 Al 在酸性土壤中也易被植物吸收^[21],而本研究中土壤则显现弱酸性或强酸性,当植物从土壤中大量吸收了 Fe、Ca、Al 后,会导致其结合的 As、P 释放,As 形态分析已经表明植物收获后的土壤中这些结合态的 As 含量比原始土壤中高,而 3 种浓度 As 土壤 P 的形态中 O-P 及低 As 土壤中的 Fe-P 和中 As 土壤中的 Ca-P 含量升高,这些形态的 As、P,除 Al-P 外,都越来越稳定,不易被植物利用,因此,种植植物能一定程度上稳定化土壤中的 As,但也钝化 P,接种蚯蚓则是延缓了土壤中 P 的钝化,也利于土壤中生物可利用性 As 含量的释放. 土壤中 Fe、Ca、Al 被植物利用后,虽然这 3 种元素在土壤中不仅仅是与 P 结合,但植物吸收的源是与这 3 种元素和 P 结合的化合物极为有关,当这些结合态的 P 随着 Fe、Ca、Al 被植物吸收也被部分利用,其它则形成闭蓄态 P(O-P),因此,土壤中有有效态 P 的含量并不能真正反映是植物能直接利用的 P“库”,还与 Fe-P、Ca-P“库”相关. 本研究中接种蚯蚓

或同时施加秸秆,促进土壤中活性态 As、Fe 和 Al 结合的 As 含量以及 O-P 含量升高,尤其在中、高 As 土壤中效果更明显.

3 结论

(1)在 As 污染土壤中接种蚯蚓或同时施加秸秆,利于提高玉米地上部和地下部的生物量.

(2)在较高浓度 As 土壤中,接种蚯蚓比单施秸秆更能促进玉米向地上部转移 As,从而缓解地下部吸收高浓度 As 的压力.而同时接种蚯蚓和施用秸秆促进玉米地下部累积 As.

(3)接种蚯蚓或施加秸秆均利于玉米从土壤中吸收更多的 P,但接种蚯蚓比单施秸秆对玉米吸收 P 的效果好.

(4)低 As 土壤中 Ca-P 是影响玉米吸收 As 的主要形态,中、高 As 土壤中晶态的 Fe、Al 水合氧化物态 As 不利于玉米吸收 Al-P;接种蚯蚓或同时施加秸秆,促进土壤中活性态的、Fe 和 Al 结合的 As 形态含量以及 O-P 含量升高,尤其在中、高 As 土壤中效果更明显.

参考文献:

[1] 骆永明, 腾应, 过园. 土壤修复——新兴的土壤科学分支学科[J]. 土壤, 2005, **37**(3): 230 ~ 235.

[2] 高岩, 骆永明. 蚯蚓对土壤污染的指示作用及其强化修复的潜力[J]. 土壤学报, 2005, **42**(1): 140 ~ 147.

[3] Edwards C A, Bohlen P J. Biology and ecology of earthworms[M]. (3rd edition). London: Chapman and Hall, 1996.

[4] Quaghebeur M, Rengel Z. The distribution of arsenate and arsenite in shoots and roots of *Holcus lanatus* is influenced by arsenic tolerance and arsenate and phosphate supply[J]. Plant Physiol, 2003, **132**: 1600 ~ 1609.

[5] Langdon C J, Pearce T G, Meharg A A, *et al.* Survival and behaviour of the earthworms *Lumbricus rubellus* and *Dendrodrilus rubidus* from arsenate-contaminated and non-contaminated sites[J]. Soil Biol Biochem, 2001, **33**: 1239 ~ 1244.

[6] Fitz W J, Wenzel W W. Arsenic transformations in the soil-rhizosphere-plant system: fundamental and potential application to phytoremediation[J]. J Biotechnol, 2002, **99**: 259 ~ 278.

[7] 鲁如坤. 土壤农化分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 2000. 179 ~ 182.

[8] Wenzel W W, Kirchbaumer N, Prohaska T. Arsenic fractionation in

soils using an improved sequential extraction procedure[J]. Anal Chim Acta, 2001, **436**: 309 ~ 323.

[9] Zhao F J, Wang J R, Barker J H A, *et al.* The role of phytochelatins in arsenic tolerance in the hyperaccumulator *Pteris vittata*[J]. New Phytol, 2003, **159**: 403 ~ 410.

[10] Amador J A, Görres J H. Roles of the anecic earthworm *Lumbricus terrestris* L. in the distribution of plant residue nitrogen in a corn (*Zea mays*)-soil system[J]. Appl Soil Ecol, 2005, **30**: 203 ~ 214.

[11] Ma Y, Dickinson N M, Wong M H. Beneficial effects of earthworms and arbuscular mycorrhizal fungi on establishment of leguminous trees on Pb/Zn mine tailings [J]. Soil Biol Biochem, 2006, **38**: 1403 ~ 1412.

[12] Meharg A A, Hartley-Whitaker J. Arsenic uptake and metabolism in arsenic resistant and nonresistant plant species[J]. New Phytol, 2002, **154**: 29 ~ 43.

[13] Tu C, Ma L Q. Effects of arsenate and phosphate on their accumulation by an arsenic- hyperaccumulator *Pteris vittata* L.[J]. Plant Soil, 2003, **249**: 373 ~ 382.

[14] Ullrich-Eberius C I, Sanz A, Novacke J. Evaluation of arsenate- and vandadate-associated changes of electrical membrane potential and phosphate transport in *Lemma gibba* G1[J]. J Exp Bot, 1989, **40**: 119 ~ 128.

[15] 廖晓勇, 陈同斌, 谢华, 等. 磷肥对砷污染土壤的植物修复效率的影响: 田间实例研究[J]. 环境科学学报, 2004, **24**(3): 455 ~ 462.

[16] Wenzel W W, Brandsletter A, Wutte H, *et al.* Arsenic in field-collected soil solutions and extracts of contaminated soils and its implication to soil standards[J]. J Plant Nutr Soil Sci, 2002, **165**: 221 ~ 228.

[17] Langdon C J, Pearce T G, Meharg A A, *et al.* Interactions between earthworms and arsenic in the soil environment: a review [J]. Environ Pollut, 2003, **124**: 361 ~ 373.

[18] Hudson-Edwards K A, Houghton S L, Osborn A. Extraction and analysis of arsenic in soils and sediments[J]. Trends Anal Chem, 2004, **23**: 745 ~ 752.

[19] Kuczak C N, Fernandes E C M, Lehmann J, *et al.* Inorganic and organic phosphorus pools in earthworm casts (Glossoscolecidae) and a Brazilian rainforest Oxisol[J]. Soil Biol Biochem, 2006, **38**: 553 ~ 560.

[20] Briat J F, Lobréaux S. Iron transport and storage in plants[J]. Trends Plant Sci, 1997, **2**: 187 ~ 193.

[21] Barceló J, Poschenrieder C. Fast root growth response, root exudates, and internal detoxification as clues to the mechanisms of aluminium toxicity and resistance: a review[J]. Environ Exp Bot, 2002, **48**: 75 ~ 92.