

外源磷对苗期小麦和水稻根际砷形态 及其生物有效性的影响

薛培英¹, 刘文菊^{1,*}, 段桂兰², 刘云霞², 张桂银¹

(1. 河北农业大学资环学院, 保定 071000; 2. 中国科学院生态环境研究中心, 北京 100085)

摘要: 采用土(中度砷污染土)-土根袋培养的方法研究了两个浓度的外源磷(P)对苗期小麦和水稻根际砷(As)形态分布及其生物有效性的影响。结果表明:(1)两种作物生长的土壤中各砷形态的分配比例依次为:结晶铁锰或铁铝水化氧化物结合态(45%~52%)>无定形和弱结晶铁铝或铁锰水化氧化物结合态(26%~34%)>专性吸附态(12%~14%)>残渣态(4%~7%)>非专性吸附态(0.09%~0.25%)。(2)添加外源磷浓度为 $100\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 与不施磷处理相比显著提高了两种作物地上部的生物量($p<0.01$)。(3)苗期小麦在添加 $100\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 外源磷时,不仅促进了作物生长而且抑制根中砷向地上部的转运。(4)任何磷处理下,水稻对砷的吸收能力以及由根系向地上部转移能力均高于小麦。因此,在轻中度砷污染土壤上与水稻相比更适宜种植小麦(或其他旱作植物);而在水稻种植季,可以通过添加适量磷肥($100\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)来减弱砷在水稻体内的累积。

关键词: 磷;砷;砷形态;根际土;非根际土

文章编号:1000-0933(2009)04-2027-08 中图分类号:X131.3,X171.5,X53 文献标识码:A

Effects of exogenous phosphorus on arsenic fractions in the rhizosphere and their bioavailability to rice and wheat seedlings

XUE Pei-Ying¹, LIU Wen-Ju^{1,*}, DUAN Gui-Lan², LIU Yun-Xia², ZHANG Gui-Yin¹

1 College of Resources and Environmental Sciences, Agriculture University of Hebei, Baoding 071000, China

2 The Research Center for Eco-Environmental Sciences, CAS, Beijing 100085, China

Acta Ecologica Sinica, 2009, 29(4): 2027~2034.

Abstract: A compartmented rhizo-bag culture system was used to study the effects of exogenous phosphorus on arsenic fractions in the rhizosphere and their bioavailability to rice (*Oryza sativa* L.) and wheat (*Triticum aestivum* L.) seedlings growing in arsenic-contaminated soil from Chenzhou in Hunan province. The proportions of arsenic fractions in rhizosphere and non-rhizosphere soils for rice and wheat growth followed the order: well-crystallized hydrous oxides of Fe and Al (45%–52%) > amorphous and poorly-crystalline hydrous oxides of Fe and Al (26%–34%) > specifically-sorbed (12%–14%) > residual phases (4%–7%) > non-specifically sorbed (0.09%–0.25%). P100 (added P concentration $100\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) increased the shoot biomasses of rice when compared to P0 (no added P) treatment. As for the wheat, P100 not only significantly increased the shoot biomasses but also inhibited the translocation of As from root to shoot. The results also showed that the SPU (Specific P Uptake) and SAU (Specific As Uptake) of rice as well as its TF-As (Translocation factor) and TF-P were higher than those of wheat at all P treatments. As a result, the best method would be to plant wheat in low-medium arsenic contaminated soils. During the period of rice growing, P50 treatment would be the best choice for decreasing arsenic risks in rice plants.

Key Words: phosphorus; arsenic; iron; arsenic fractions; rhizosphere

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(40673060, 20477055); 河北省自然科学基金资助项目(D2007000553)

收稿日期: 2007-12-04; **修订日期:** 2008-09-03

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: liuwj@hebau.edu.cn

土壤砷污染主要来自于矿区开发、地下水污染和燃煤等自然及人为因素,且土壤中的砷可以通过作物秸秆和籽粒经食物链进入人体,直接或间接危害着人体健康,这一环境问题已引起人们对土壤砷污染的重视^[1]。磷(P)和砷(As)属同族元素,化学性质相似,在土壤溶液中两者均主要以阴离子的形式存在。已有研究表明,在土壤中磷酸根和砷酸根可以相互竞争土壤胶体上的吸附位点^[2~5],并且砷酸根是通过和磷酸根共用细胞膜上的转运通道被植物吸收的,两者在根系吸收方面存在拮抗效应^[6~8]。因此,这些研究认为可施加磷肥以控制和治理砷污染土壤。然而,有些研究则表明施磷会增加土壤中砷的生物有效性,从而加重砷对作物的危害^[9,10]。因此,土壤-植物相互作用中磷、砷之间的关系值得进一步探讨。

土壤中的砷主要以无机态存在,而且砷的存在形态不仅可以反映砷的行为转化还可反映土壤对砷的固定(即砷的生物有效性)、污染状况及其危害水平^[4,9]。对于无机砷而言,砷酸根主要存在于通气状况良好的土壤中,而还原态亚砷酸根则在淹水的嫌气土壤中占优势。水稻作为一种湿生植被,长期处于淹水土壤环境,土壤中砷主要以还原态的三价砷存在^[4],其毒性明显高于五价的砷酸根。Wenzel^[11]的无机砷分级提取试验表明土壤中砷主要与无定形态和结晶铁氧化物结合,铁氧化物对五价砷酸根有很强的亲和力^[12~16]而且淹水的还原环境可使土壤铁氧化物被还原后释放出所固定的砷^[17,18]。小麦作为另一主要粮食作物,其生存环境为通气性良好的旱田土壤,砷在土壤-小麦系统中的迁移转化和生物有效性与土壤-水稻体系相比可能会存在差异,尤其是在根际这一具有特殊的物理、化学和生物性质的区域。目前,对于水稻和小麦这两种根际特性不同的作物是如何通过影响 As 的形态转化及其在根际-非根际的分布规律从而直接或间接调控砷进入植物体内等方面的研究还不明确。

鉴于此,本试验从根际微生物生态学的角度出发,研究旱生、湿生两主要粮食作物水稻、小麦不同的根际效应对该微域中磷和砷相互作用及其对无机砷形态分布规律和生物有效性的影响机制,为减少砷由土壤-根土界面向植物体内和食物链的迁移提供一定的数据支持。

1 材料与方法

1.1 供试土壤

供试土壤采自湖南省郴州砷污染的水稻田(采样深度为 0~20 cm),其基本性状见表 1。

表 1 供试土壤的基本性质
Table 1 The properties of the As-contaminated soil

土壤 Soil	pH (H ₂ O 浸提, 水土比为 2.5:1)	速效磷 Available phosphorus (mg·kg ⁻¹)	有机质 Organic matter (g·kg ⁻¹)	总铁 Total iron (mg·g ⁻¹)	总砷 Total arsenic (mg·kg ⁻¹)
含砷水稻土 As-contaminated soil	7.7	11.4	33.0	18.8	58.4

1.2 植物土-土根袋培养试验

1.2.1 水稻植株培养

水稻 水稻(*Oryza sativa* L., 品种为 90-68-2)由中国科学院亚热带农业生态研究所的李达模研究员提供。种子用 30% H₂O₂ 消毒 15 min 后,去离子水洗净后播于石英砂中发芽,待水稻幼苗三片叶时将其移栽到砷污染土壤中。

小麦 小麦(*Triticum aestivum* L., 品种为 822)由河北农业大学农学院提供。种子用 10% H₂O₂ 消毒 10 min 后用去离子水浸泡 2h,取出用湿润的纱布覆盖,一天萌芽,与水稻同时播于砷污染土壤中。每盆播种 4 粒,一周后间苗至每盆 2 株。

1.2.2 根袋培养法

采集的土样风干后磨碎并过 2 mm 筛。在供试土壤中混入不同浓度外源磷(Ca(H₂PO₄)₂),添加 P₂O₅ 的量分别为 0, 50, 100 mg·kg⁻¹(分别用 P0, P50, P100 表示,以下同),各处理施 N(CO(NH₂)₂)和 K₂O(KCl)各 0.2 g·kg⁻¹。根袋用 400 目尼龙纱网自制(直径 7 cm,高 10 cm,一个根袋内保持两株苗),内装 150 g 土,将根

袋放入装有 600g 土且规格为直径 16 cm,高 13 cm 的塑料盆中,每盆一个根袋。待种植 3d 秧苗成活后,水稻进行淹水处理:始终保持 1~2 cm 水层。生长 5 周后收获,植物样品用去离子水冲洗干净,85℃ 杀青 30 min 后,于 70℃ 烘干至恒重,测定根系和地上部的干物重,粉碎后备用。用不锈钢勺将根袋两边 2~3 mm 内的土壤或者是根系上粘着的土壤轻轻刮下,此为根际土(Rhizosphere,简称为 R,下同),距根袋 1 cm 之外的土壤为非根际土(Nonrhizosphere,简称为 NR,下同),风干过筛待用。每个处理 4 次重复。

植物生长条件:25℃、14h 光照和 20℃、10h 黑暗,相对湿度为 60%~70%,光照强度为 $240 \mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ 。

1.2.3 测定项目及方法

土壤基本理化性质按土壤农化常规分析法测定^[19]。土壤中砷用王水-高氯酸消煮,植物中的砷用硝酸消煮^①。空白和标准同时做,以确保消煮及以后测定的准确度,其中标准物质 GBW 07401(土样)GBW 07605(植物样)购于国家标准物质中心。土壤砷形态分级测定由 Wenzel 等砷分级的连续提取方法修改而来^[11,16],具体方法见表 2。

表 2 砷的连续分级提取的步骤
Table 2 Sequential extraction procedures of As in soil

不同形态 As fractions	浸提剂 Extractant	提取条件 Extraction conditions	SSR *	洗涤步骤 Washing step
形态 1	$\text{NH}_4(\text{SO}_4)_2$ (0.05M)	20℃, 振荡 4h	1:40	
形态 2	$\text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4$ (0.05M) 磷酸二氢铵	20℃, 振荡 16h	1:25	
形态 3	草酸铵 ($0.2 \text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$): pH3.25 缓冲液	20℃, 振荡 4h	1:25	草酸铵 ($0.2 \text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$): pH3.25 SSR:1:12.5; 避光振荡 10min
形态 4	草酸铵 ($0.2 \text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$) + 抗坏血酸 ($0.1 \text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$) 缓冲液: pH3.25	(90 ± 3)℃, 见光水浴 30min	1:25	草酸铵 ($0.2 \text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$): pH3.25 SSR:1:12.5; 避光振荡 10min

SSR:样品与浸提液的比值 Volume ratio of sample and extractant

其中形态 1 为非专性吸附态,形态 2 为专性吸附态,形态 3 为无定形和弱结晶铁铝或铁锰水化氧化物结合态,形态 4 为结晶铁锰或铁铝水化氧化物结合态,残渣(形态 5)用-王水-高氯酸消煮。用 ICP-OES (Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrometer, Optima 2000 DV, Perkin Elmer, USA) 和原子荧光分光光度计(AFS 2202E,北京海光分析仪器公司)测定待测液中磷、砷的浓度。

1.2.4 数据分析

P 或 As 的吸收能力(specific P uptake or specific arsenic uptake, SPU 或 SAU):表示根系对 P、As 的吸收能力,用每盆中作物吸收的总 P 或总 As 的量除以该盆中作物的根干重来表示^[20]。

转移系数(translocation factor, 简称 TF):作物地上部与根中 A 和 P 浓度的比值,表示 As 和 P 由根系被转运至茎叶的能力。

采用数据统计分析软件 SPSS13.0 对试验数据进行方差分析以及多重比较。

2 结果与分析

2.1 外源磷作用下小麦和水稻植株的生长状况

小麦根系生物量显著大于水稻($p < 0.01$),但二者地上部干物重差异不显著(表 3)。不同浓度的外源磷均未影响小麦和水稻根系的生长,但随外加磷浓度的增加,两种作物地上部干物重均呈显著增加的趋势($p < 0.05$)。

① 刘文菊. 根表铁膜对水稻吸收和转运砷的影响机制研究. 博士论文. 北京:中国科学院研究院, 2005, 7: 53~65. Liu W J. Effects of Iron Plaque on Arsenic Uptake by and Translocation within Rice Plants (*Oryza sativa* L.). Beijing: Chinese Academy of Sciences, 2005, 7:53-65

表 3 小麦和水稻根系和地上部的干物重

Table 3 Biomass of roots and shoots of rice and wheat seedlings (means $\pm$ SE, $n = 3$)

两种作物 Two crops	根干物重 Root biomass ($\text{g} \cdot \text{pot}^{-1}$)			地上部干物重 Shoot biomass ($\text{g} \cdot \text{pot}^{-1}$)		
	P0	P50	P100	P0	P50	P100
小麦 Wheat	0.05 $\pm$ 0.02b	0.05 $\pm$ 0.02b	0.06 $\pm$ 0.01b	0.06 $\pm$ 0.03b	0.07 $\pm$ 0.02b	0.10 $\pm$ 0.01a
水稻 Rice	0.02 $\pm$ 0.01b	0.03 $\pm$ 0.01b	0.03 $\pm$ 0.01b	0.06 $\pm$ 0.01b	0.08 $\pm$ 0.02b	0.11 $\pm$ 0.02a

不同字母代表多重比较的结果,同行同一指标数据后不同字母表示差异显著($p < 0.05$) The different letters within the same column indicated the results of multiple comparisons according to LSD test; Within each column, values followed by the same letter are not significantly different at 0.05 level

2.2 外源磷对小麦和水稻根际-非根际土壤中砷形态的影响

由表 4 可知,无论种植的小麦还是水稻,根际-非根际土壤中各砷形态所占比率大小依次为:结晶铁锰或铁铝水化氧化物结合态(45% ~ 52%) > 无定形和弱结晶铁铝或铁锰水化氧化物结合态(26% ~ 34%) > 专性吸附态(12% ~ 14%) > 残渣态(4% ~ 7%) > 非专性吸附态(0.09% ~ 0.25%),其中前两种砷结合态为土壤中的主要赋存形态。在每个磷处理下小麦生物有效性高的砷形态含量(非专性吸附态、专性吸附态、无定形结合态)以及各砷形态总量均显著高于水稻($p < 0.05$),但各磷处理间差异不显著。随外源磷浓度的增加,两种作物除非专性吸附态 As 浓度显著增加($p < 0.05$),其它形态均无显著变化。小麦在 P50 处理下根际和非根际土中 As 形态浓度和最高(分别为 $77.0 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $74.2 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$),而水稻在 P50 处理下根际和非根际土 As 形态浓度和最低(分别为 $61.6 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $63.4 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)。两种作物根际土和非根际土中各 As 形态浓

表 4 根际-非根际土壤中各砷形态浓度及其分配比例

Table 4 The concentrations and distributions of different arsenic fractions in rhizosphere and non-rhizosphere soil (means $\pm$ SE, $n = 3$)

			小麦 Wheat			水稻 Rice		
			P0	P50	P100	P0	P50	P100
砷浓度 ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) Arsenic concentrations	根际土 R	形态 1	0.07 ±0.01b	0.11 ±0.00a	0.13 ±0.02a	0.08 ±0.01b	0.11 ±0.01a	0.16 ±0.07a
		形态 2	11.74 ±0.23a	11.45 ±0.43a	11.12 ±0.49a	9.74 ±0.10b	9.25 ±0.72b	9.83 ±0.41b
		形态 3	22.65 ±0.97a	22.98 ±0.81a	23.18 ±0.23a	17.63 ±0.87b	18.54 ±0.46b	19.23 ±0.88b
		形态 4	37.48 ±0.97a	38.02 ±0.12a	36.64 ±0.16a	32.53 ±0.71b	29.96 ±1.05b	30.93 ±0.59b
		总计	76.43a	77.02a	74.02a	65.24b	61.59b	65.36b
	非根际土 NR	形态 1	0.08 ±0.01a	0.11 ±0.01a	0.15 ±0.02a	0.09 ±0.01a	0.13 ±0.01a	0.14 ±0.07a
		形态 2	11.97 ±0.71a	11.88 ±0.19a	11.03 ±0.49a	9.49 ±0.19b	9.36 ±0.54b	8.38 ±0.39b
		形态 3	22.56 ±0.80a	23.58 ±0.63a	21.79 ±0.87a	19.54 ±0.65b	18.79 ±1.21b	22.15 ±0.32a
		形态 4	31.19 ±0.41a	35.31 ±1.04a	34.95 ±0.64a	31.51 ±0.50a	33.34 ±2.56a	29.47 ±0.12b
		形态 5	3.92 ±0.31a	3.33 ±0.58a	2.55 ±1.06a	4.73 ±0.47a	3.75 ±0.85a	4.53 ±0.83a
	总计		69.73a	74.21a	70.47a	65.40b	63.38b	64.67b
各形态分配比率 Percentages of each arsenic fractions(%)	根际土 R	形态 1	0.10	0.14	0.17	0.11	0.18	0.25
		形态 2	15.36	14.37	15.08	14.93	15.02	15.04
		形态 3	29.63	28.85	31.43	27.03	30.12	29.42
		形态 4	49.04	47.73	49.68	49.86	48.67	47.32
		形态 5	5.88	5.60	4.00	8.06	6.02	7.98
	非根际土 NR	形态 1	0.12	0.15	0.21	0.14	0.21	0.22
		形态 2	17.18	15.93	15.34	14.52	14.76	12.96
		形态 3	32.35	31.63	30.28	29.90	26.50	34.25
		形态 4	44.73	47.34	48.56	48.21	52.61	45.57
		形态 5	5.62	4.47	3.55	7.23	5.92	7.01

不同字母代表多因素方差比较的结果,同行数据后不同字母表示差异显著($p < 0.05$) The different letters within the same column indicated the results of multiple comparisons according to two-way ANOVA Within each column, values followed by the same letter are not significantly different at 0.05 level

度间差异均未达显著水平($p > 0.05$)。

2.3 外源磷对小麦和水稻体内砷积累的影响

首先,水稻和小麦根中 As 浓度均远大于地上部(表 4)。小麦根中 As 浓度高于水稻,但差异不显著,而地上部 As 浓度则显著低于水稻($p < 0.01$)。外源磷浓度的增加显著提高了小麦根中 As 浓度($p < 0.01$),但地上部累积的 As 含量不存在明显差异($p > 0.05$)。与不施磷和最大施磷量相比,磷添加浓度为 $50 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时,水稻根中 As 浓度最低而地上部 As 浓度最高($p < 0.01$)。

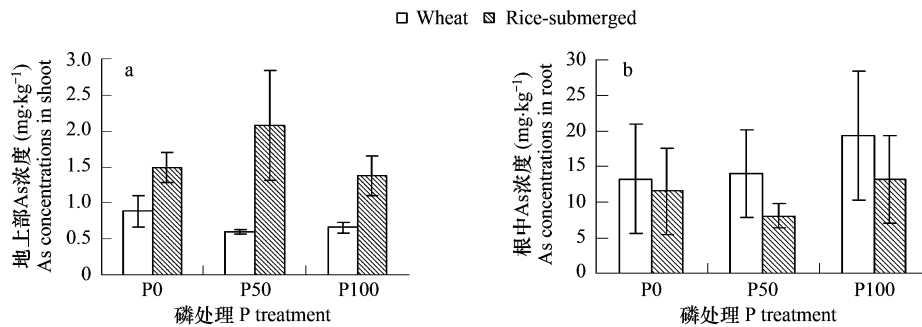


图1 水稻和小麦地上部(a)和根(b) As 浓度

Fig. 1 As concentrations in shoot (a) and root (b) of rice and wheat ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)

2.4 磷在小麦和水稻体内的积累

由图 2 可见, P 在小麦和水稻地上部积累量均显著高于在根中的积累量($p < 0.01$), 这一点正好与砷在两植物体内的积累规律相反。小麦根中磷浓度显著高于水稻($p < 0.01$), 且外源磷的施入量对小麦根中磷浓度无影响(图 2b)。在 P0 和 P50 处理, 小麦地上部磷浓度均约为水稻的 1/4, 但 P100 处理, 小麦地上部磷浓度急剧增加, 为水稻地上部磷浓度的 2 倍(图 2a)。对于水稻而言, 磷添加浓度为 $50 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时, 其根中磷浓度约为不施磷的 1.4 倍, 且随磷浓度的增加根中磷浓度变化不大。不同磷处理水稻地上部磷浓度差异不显著($p > 0.05$)。

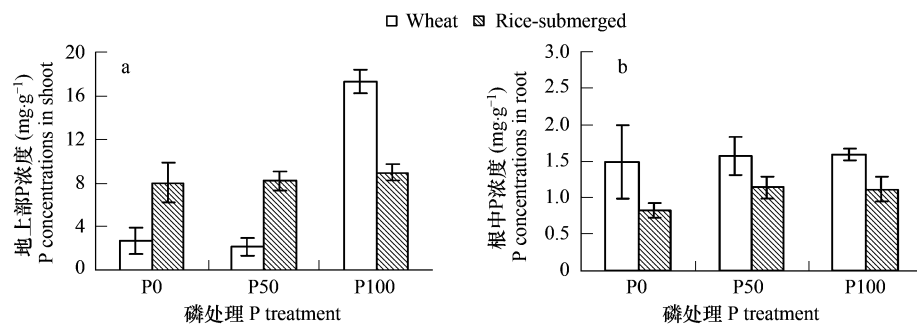


图2 水稻和小麦地上部(a)和根(b) P 浓度 ($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$)

Fig. 2 P concentration in shoot (a) and root (b) of rice and wheat ($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$)

2.5 外源磷对小麦、水稻吸收和转运砷的影响

2.5.1 外源磷对小麦、水稻磷和砷吸收能力的影响

数据显示, 每个磷处理下小根系吸收 As 和 P 的能力均极显著低于水稻($p < 0.01$), P100 处理除外(图 3)。外源磷浓度达到最大时($100 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)极显著提高了小麦根系对磷和砷的吸收能力($p < 0.01$), 外源磷的浓度为 $50 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时, 小麦根系对砷的吸收能力最低。P0 处理水稻根系对磷、砷的吸收能力最强, 而 P50 处理水稻根系对磷砷的吸收能力最弱, 说明适量外源磷的加入可以降低两种作物根系对砷的吸收能力。

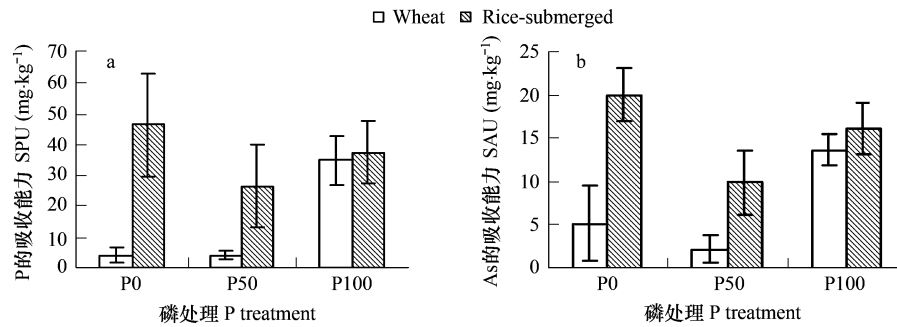


图3 水稻和小麦对介质中 P(a) 和 As(b) 的吸收能力

Fig.3 SPU (a) and SAU (b) of rice and wheat

2.5.2 外源磷对小麦、水稻体内 As、P 转运的影响

由图 4a 可见,小麦植株体内 As 转移系数在任何磷处理下均低于水稻,且小麦 As 向地上部的转移能力随磷添加量增加显著降低($p < 0.01$)。P0 和 P100 处理下水稻植株体内 As 转移系数为小麦的 2~3 倍,P50 处理下则高达 6.5 倍。磷在植物中的转运规律与砷存在明显不同:P50 处理下水稻中 P 的转移系数最低,小麦中 P 转移系数在低磷施入量时显著低于水稻($p < 0.01$),但是在磷添加量为 $100 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时,磷的转移能力显著升高并大于水稻,但两种作物间差异不显著(图 4b)。

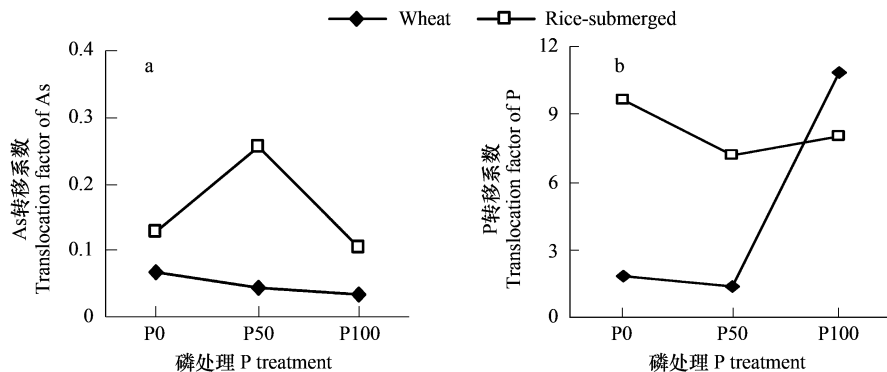


图4 水稻和小麦中 As, P 的转移系数

Fig. 4 Translocation factors of As, P in seedlings of rice and wheat

3 讨论

无论小麦还是水稻,根际-非根际土壤中无定形铁氧化物结合态 As 和结晶铁氧化物结合态 As 占有形态总浓度的 60%~80%,而非专性吸附态砷所占比例最少,只有 0.09%~0.25%(表 4)。这与 Wenzel^[11] 和 Maria I^[21] 试验中种植 *Nephrolepis exaltata* L. 根际土壤的研究结果相一致。随外源磷施入量的增加,两种作物根际-非根际土壤中生物有效性最高的非专性吸附态砷浓度显著增加。这说明磷的施入一定程度上增加了土壤中 As 的有效性。这与张广莉^[9] 试验中红棕紫泥土的 As 形态变化规律类似。这可能是由于 P 和 As 属同族元素,化学性质相似,在土壤溶液中两者均主要以阴离子的形式存在,P 和 As 在土壤铁氧化物胶体上竞争吸附点位^[2, 3, 5],磷施入量的增加一定程度上增大了土壤中砷的释放。

小麦和水稻的根际与非根际土壤相比,砷的形态和含量均没有明显差异,并且不同浓度的外源磷对其影响也不明显,可能是由于两作物的培养时间只有 5 周,尚处于苗期,砷形态发生变化的根际效应不明显造成的。因此,在今后的研究中应延长作物的生育期。虽然植物苗期砷形态的根际效应不显著,但砷的生物有效性确实随外源磷浓度的增加而发生了明显的变化。

对旱生作物小麦而言,P100 处理时其地上部磷含量急剧增加,并且根系对磷的吸收能力最强,磷由根系

向地上部转运的转移系数最大,此时小麦的地上部生物量达到最大。然而,外源磷的添加对砷的生物有效性有着不同的影响:P100 处理时小麦根中砷浓度最高,根系对砷的吸收能力最强;然而砷在小麦体内的转运系数最低,从而导致地上部砷含量与对 P0 处理相比无明显变化(图 1)。这说明 $100 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 外源磷的施入促进了小麦根系对磷和砷的吸收,并且促进了磷在小麦体内的转运,但高浓度的外源磷却抑制了砷的转运(图 4)。然而,这一结论与砷的超富集植物蜈蚣草的相关研究结果不一致:陈同斌等^[22]研究表明在蜈蚣草中,磷与砷在植物体内转运时,二者之间不存在拮抗作用,在添加大量磷时(高于 $400 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)甚至表现出明显的协同效应,地上部含砷浓度随含磷浓度的增加呈垂直直线形式迅速增加。这一耐性机理已经在砷污染区的许多物种中发现^[23,24]。这种不一致的结论可能是由于砷超富集植物对砷的适应性机理与非超富集植物小麦存在很大差异所致。尽管本研究表明,苗期小麦在添加 $100 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 外源磷时,不仅促进了作物生长而且抑制砷向地上部转移,但是轻中度 As 污染土壤上种植小麦是否可通过施用大量磷肥来调控其对砷的累积还有待进一步研究。

与小麦相比,但 P0 和 P50 处理水稻对 P 和 As 的吸收能力以及由根系向地上部转移能力均高于小麦,这说明在施入低浓度磷时,由于根系特性不同,水稻更易吸收土壤中砷并且易向地上部转移,因此,轻中度 As 污染土壤上更适宜种植小麦或其它旱作植物,但其作用机理有待进一步研究。P50 和 P100 处理水稻根系对 As 的吸收能力均低于不施磷处理,且 P50 处理水稻根系对 As 的吸收能力均最低(图 3),这说明外源磷(P50 和 P100)的施用降低了水稻对 As 的吸收。然而,P50 处理条件下砷在水稻体内的转移系数最大,地上部累积的砷浓度也最高,这说明 $50 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 外源磷增加了砷由根系进入地上部的机率。P100 处理条件下砷在水稻体内的转移系数最低,地上部砷浓度也显著低于 P50 处理,因此,由以上分析可以总结出:在本试验条件下, $100 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 为降低水稻植株体内砷累积的适宜外源磷用量。这为具体调控磷肥用量以降低中轻度砷污染稻田中水稻体内砷的累积提供了依据。

4 结论

- (1) 苗期小麦和水稻两作物根际土和非根际土中 As 的形态和含量没有显著差异。
- (2) 苗期小麦在添加 $100 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 外源磷时,不仅促进了作物生长而且抑制根中砷向地上部的转运。
- (3) 轻中度 As 污染土壤上适宜种植小麦;而在水稻种植季,应添加适量磷肥($100 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)来降低砷在水稻地上部的累积。

References:

- [1] Zhang G X, Yang J R, Hua L. Arsenic in soil environment as its ecological effect. *Soils*, 1996, 33(2):64—68.
- [2] Lei M, Chen T B, Fan Z L, *et al.* Effect of phosphorus on arsenic adsorption by three different soils. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2003, 14(11):1989—1992.
- [3] Zhou J J, Gao C, Li Z P, *et al.* Effect of phosphorus addition on soil arsenic adsorption and mobilization. *Soils*, 2005, 37(6):645—648.
- [4] Liu W J, Hu Y, Bi S Q, *et al.* Study of genotypic differences on arsenic uptake by and translocation in rice seedlings. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2006, 22(6):356—360.
- [5] Wei X Y, Wang X M, Liu Y H, *et al.* The study of adsorptive behaviour of arsenic in soil and its form distribution. *Journal of Agricultural University of Hebei*, 1999, 22(3):28—30.
- [6] Wang J R, Zhao F J, Meharg A A, *et al.* Mechanisms of arsenic hyperaccumulation in *Pteris vittata* uptake kinetics, interactions with phosphate, and arsenic speciation. *Plant Physio*, 2002, 130:1552—1561.
- [7] Meharg A A, Macnair M R. Suppression of the high-affinity phosphate-uptake system—a mechanism of arsenate tolerance on *Holcus Lanatus* L. *Journal of Experimental Botany*, 1992, 43: 519—524.
- [8] Guo W, Zhu Y G, Liang Y C, *et al.* Effect of Application of Silicon on Arsenic Uptake by Rice Seedlings in Soil. *Environmental Sciences*, 2006, 27(7): 1393—1397.
- [9] Zhang G L, Song G Y, Zhao H X. Effect of phosphorus on distribution of inorganic arsenic fractions in rhizosphere and growth of rice. *Acta Pedologica Sinica*. 2002, 39(1), 23—28.
- [10] Quaghebeur M, Rengel Z. Phosphate and arsenate interactions in the rhizosphere of canola (*Brassica napus*). *Functional Plant Biology*, 2004,

(31):1085—1094.

- [11] Wenzel W W, Kirchbaume N, Prohaska T, *et al.* Arsenic fractionation in soils using an improved sequential extraction procedure. *Analytical Chimica Acta*, 2001, 436(2):309—323
- [12] Hansel C M, Fendorf S, Sutton S, *et al.* Characterization of Fe plaque and associated metals on the roots of mine-waste impacted aquatic plants. *Environmental Science and Technology*, 2001, 35: 3863—3868.
- [13] Hansel C M, La Force M J, Fendorf S, *et al.* Spatial and temporal association of As and Fe species on aquatic plant roots. *Environmental Science and Technology*, 2002, 36: 1988—1994.
- [14] Meng X G, Korfiatis G P, Bang S, *et al.* Combined effects of anions on arsenic removal by iron hydroxides. *Toxicology Letters*, 2002, 133: 103—111.
- [15] Liu W J, Zhu Y G, Smith F A, *et al.* Do iron plaque and genotypes affect arsenate uptake and translocation by rice seedlings (*Oryza sativa* L.) grown in solution culture? *Journal of Experimental Botany*, 2004, 55: 1707—1713.
- [16] Liu W J, Zhu Y G, Hu Y, *et al.* Arsenic sequestration in iron plaque, its accumulation and speciation in mature rice plants (*Oryza sativa* L.). *Environmental Science and Technology*, 2006, 40: 5730—5736.
- [17] Kirk G J D. *The biogeochemistry of submerged soil*. Wiley: Chichester, UK, 2004.
- [18] Senn D B, Hemond H F. Nitrate controls on iron and arsenic in an urban lake. *Science*, 2002, 296:2373—2376.
- [19] Bao S D. *Analysis of Agri-chemistry in Soil*. Beijing: China Agriculture Press, 2000. 30—34, 81—83.
- [20] Liu W J, Zhu Y G, Smith F A. Effects of iron and manganese plaques on arsenic uptake by rice seedlings (*Oryza sativa* L.) grown in solution culture supplied with arsenate and arsenite. *Plant Soil*, 2005, 277: 127—138.
- [21] Maria I, Silva G, Jorge A G, *et al.* Arsenic chemistry in the rhizosphere of *Pteris vittata* L. and *Nephrolepis exaltata* L. *Environmental Pollution*, 2006, 143(2):254—260.
- [22] Chen T B, Fan Z L, Lei M, *et al.* Effect of phosphorus on arsenic accumulation in As-hyperaccumulator *Pteris vittata* L. and its implication. *Chinese Science Bulletin*, 2002, 47(15):1156—1159.
- [23] Meharg A A, Hartley-whitaker J. Arsenic uptake and metabolism in arsenic resistant and nonresistant plant species. *New Phytologist*, 2002, 154: 29—43.
- [24] Sharples J M, Meharg A A, Chambers S M, *et al.* Mechanism of arsenate resistance in the ericoid mycorrhizal fungus *Hymenoscyphus ericae*. *Plant Physiology*, 2000, 124:1327—1334.

参考文献:

- [1] 张国祥,杨居荣,华璐. 土壤环境中的砷及其生态效应. *土壤*, 1996, 33(2):64~68.
- [2] 雷梅,陈同斌,范稚莲,等. 磷对土壤中砷吸附的影响. *应用生态学报*, 2003, 14(11):1989~1992.
- [3] 周娟娟,高超,李忠佩,等. 磷对土壤 As(V) 固定与活化的影响. *土壤*, 2005, 37(6):645~648.
- [4] 刘文菊,胡莹,毕淑芹,等. 苗期水稻吸收和转运砷的基因型差异研究. *中国农学通报*, 2006, 22(6):356~360.
- [5] 魏显有,王秀敏,刘云惠,等. 土壤中砷的吸附行为及其形态分布研究. *河北农业大学学报*, 1999, 22(3):28~30.
- [8] 郭伟,朱永官,梁永超,等. 土壤施硅对水稻吸收砷的影响. *环境科学*, 2006, 27(7):1393~1397.
- [9] 张广莉,宋光煜,赵红霞. 磷影响下根际无机砷的形态分布及其对水稻生长的影响. *土壤学报*, 2002, 39(1):23~28.
- [19] 鲍士旦主编. *土壤农化分析(第三版)*. 北京:中国农业出版社, 2000. 30~34, 81~83.
- [22] 陈同斌,范稚莲,雷梅,等. 磷对超富集植物蜈蚣草吸收砷的影响及其科学意义. *科学通报*, 2002, 47(15):1156~1159.