

丛枝菌根真菌对玉米和续断菊间作镉吸收和累积的影响^①

卢鑫^{1,2}, 胡文友^{2*}, 黄标², 李元¹, 祖艳群¹, 湛方栋¹, 邝荣禧³, 何跃^{4,5*}

(1 云南农业大学资源与环境学院, 昆明 650201; 2 中国科学院土壤环境与污染修复重点实验室(南京土壤研究所), 南京 210008;

3 江苏省地质调查研究院, 南京 210018; 4 环境保护部南京环境科学研究所, 南京 210042;

5 国家环境保护土壤环境管理与污染控制重点实验室, 南京 210042)

摘要:通过盆栽试验,利用分室隔网培养方法,模拟研究接种丛枝菌根真菌(AMF)对玉米-续断菊(*Sonchus asper* L. Hill)间作体系 Cd 吸收和累积的影响。结果表明: 无论 Cd 添加到 A 室还是 B 室,玉米的侵染率都要比续断菊高出 6.3%~38.35%。接种 AMF 之后,都不同程度地提高了玉米和续断菊的生物量,但对玉米和续断菊吸收 Cd 的影响有所不同。Cd 添加到 A 或者 B 室,AMF 均会促进该侧植物对 Cd 的吸收,降低另一侧植物对 Cd 的吸收。接种 AMF 后,续断菊对 Cd 的转运系数降低,玉米对 Cd 的转运系数有的升高有的降低。总之,AMF 改变了间作条件下玉米和续断菊对 Cd 的吸收,菌丝在两者之间可能起着非常重要的作用。

关键词:丛枝菌根真菌(AMF); 玉米; 续断菊; 间作; 重金属污染; 植物修复

中图分类号: X53 文献标识码: A

矿区及冶炼厂周边农田重金属污染已成为我国面临的严重的土壤环境问题^[1-3]。由于矿产资源的过度开采和不合理利用以及冶炼过程中对有害废物的排放,使其周边农田土壤重金属污染日益严重,极大地影响着土壤环境质量、作物生长、产量和品质并威胁着人类的健康^[4]。针对重金属污染土壤,研究人员提出并应用了许多修复技术。目前认为,利用重金属超富集植物提取土壤中重金属的植物修复技术是一项低成本、不造成二次污染的环境友好技术^[5]。但由于我国人多地少的国情,单纯利用超富集植物修复污染农田需要较长时间^[6],还需中断农业生产,不符合我国的国情。因此重金属超富集植物与作物间作的植物修复方式^[7-9],在确保正常农业生产的同时,开展重金属污染土壤治理,实现对重金属污染土壤的边生产边修复,是目前修复农田土壤重金属污染的新途径。

目前有关重金属超富集植物与作物间作的植物修复方法已有研究报道。杨晖等^[10]将鸡眼草分别和番茄、玉米、白菜、卷心菜、萝卜间作。结果表明,间作可显著或极显著降低番茄、玉米、白菜、卷心菜、萝卜可食部位对 Pb 的积累,并降低番茄、白菜、卷

心菜可食部位对 Cd 的积累。赵颖等^[11]研究 3 种植物苜蓿、黑麦草和籽粒苋分别与玉米间作,结果表明苜蓿、黑麦草与玉米间作能显著提高玉米对 Cd、As 的吸收和累积量。秦欢等^[12]将玉米和大叶井口边草间作,显著提高了大叶井口边草对重金属的吸收。综上,间作条件下有的提高了超富集植物吸收重金属的能力,有的提高了作物吸收重金属的能力,不同超富集植物和不同作物间作结果不同。但是间作条件下如何影响或者改变不同植物对重金属的吸收,植物间的交互作用的机理还不清楚。而对此目前较为合理的解释是根际土壤 pH 的变化影响了植物对重金属的吸收,更多的还是停留在假设阶段。

间作条件下根际土壤中含有大量的微生物,在改变植物交互作用中起着重要的作用。在这些大量微生物中丛枝菌根真菌(arbuscular mycorrhizal fungi, AMF)是一类非常重要的真菌,能够与陆地上 80% 以上的植物根系建立共生关系^[13]。在促进宿主植物对氮、磷的吸收,改善根际环境,增强植物的抗性^[14]中菌丝发挥着重要的作用。但是有关菌丝是如何影响间作体系中不同植物对重金属吸收的报道非常少,相关过程与机制尚不清楚,因此有必要进行进一步研究。

基金项目: 国家自然科学基金云南联合基金项目(U1202236)和国家科技支撑计划项目(2015BAD05B04)资助。

* 通讯作者(wyhu@issas.ac.cn; heyue@nies.org)

作者简介: 卢鑫(1990—), 男, 山东日照人, 硕士研究生, 主要从事土壤重金属污染评估与修复研究。E-mail: 18906338994@189.cn

续断菊(*Sonchus asper* L.Hill),是一种对 Cd 具有较强富集能力的超富集植物。Zu 等^[15]和李元等^[16]先后报道了续断菊对 Cd 具有很强的富集能力,可作为 Cd 的超富集植物。本文通过分室隔网培养方法,将培养装置分为单独的两室,用尼龙网将不同植物的根系分别限制在两室中,但菌丝可以通过尼龙网并进行交互。采用单侧添加 Cd 的方法,研究菌丝如何影响两种植物对 Cd 的吸收及转运,探究根部共生菌促进超富集植物吸收 Cd 的效果与机制。研究结果将丰富重金属超富集植物与作物间作修复土壤重金属污染的理论与方法,并为矿区农田重金属的污染修复提供理论和参考依据。

1 材料与方法

1.1 供试材料

供试 AMF 菌剂采用云南会泽铅锌矿区原状土壤中的土著菌种。续断菊种子采自会泽铅锌矿区,播种前经过 10% H₂O₂ 消毒 30 min,移入 28℃ 的恒温箱中,萌发后移入花盆中,进行进一步的育苗,待苗成长到 6~7 cm 高时,选择长势良好、大小均一的幼苗进行盆栽试验。玉米品种为会泽县当地广泛使用的会单 4 号,并购自当地,播种前 10% H₂O₂ 消毒 10 min,然后在培养皿中促芽,发芽后播种到花盆中继续育苗,待苗长到 10~15 cm 高时,将 100 g 带有 AMF 土著菌种的会泽矿区原状土壤平铺到供试土壤中并选择长势良好、大小均一的幼苗移栽到供试土壤中进行盆栽试验。供试土壤采自南京地区 Cd 含量较低的山区黄棕壤与基质(植物秸秆、泥炭、蛭石、珍珠岩按一定比例混合而成)按照 1:1 混合制成盆栽试验所需的土壤。供试土壤基本理化性质为 pH 7.01,有机质 58.53 g/kg,全氮 2.39 g/kg,全磷 1.89 g/kg,全钾 27.76 g/kg,有效磷 74.98 mg/kg,速效钾 394.67 mg/kg,总 Cd 0.17 mg/kg。

1.2 试验设计

本试验采用分室隔网培养装置模拟间作条件(图 1)。分室隔网培养装置参照李芳等^[17]的方法并根据实际需要进行改进:采用 3 mm 有机玻璃板加工成的培养系统由孔径 300 目的尼龙网分隔成 2 个分室,包括 2 个植物生长室(A 室和 B 室)、1 个 2 mm 厚的隔离层,隔离层两侧的钻孔规格是:孔的直径为 5 mm,孔间距为 10 mm(考虑到培养箱隔板的稳固性以及需要尽可能多孔的试验需要),挡板的 A、B 室侧粘有 300 目的尼龙网。培养系统长×宽×高为 (10+0.2+10) cm × 20 cm × 20 cm(图 1)。续断菊和玉米分

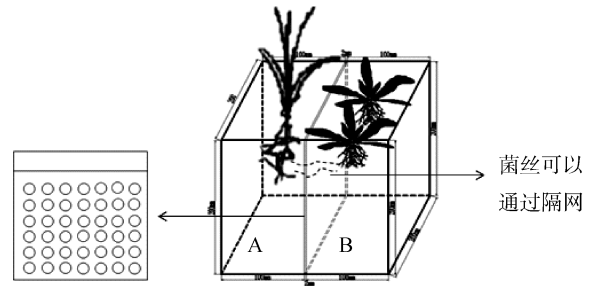


图 1 分室隔网培养系统示意图

Fig. 1 Diagram of compartmentation cultivation system

别种植于 2 个植物生长室。在该试验装置中,尼龙网的孔径可以阻止植物根系的通过,以避免玉米和续断菊根系间的交互影响,但不妨碍丛枝菌根真菌菌丝从一侧植物生长室延伸到另一侧的植物生长室。

盆栽试验在温室中进行,试验处理设置如表 1 所示。玉米与续断菊共同种在分室培养装置中,试验设接种 AMF 和不接种处理,Cd 单侧添加,每个处理重复 3 次。根据前期对云南会泽铅锌矿区周边农田 Cd 等重金属污染状况的调查结果,选取当地农田 Cd 含量的平均值(25 mg/kg)作为供试土壤中 Cd 的浓度^[9]。试验所用的土壤经自然风干并过 2 mm 筛后与培养基质 1:1 混匀,在 121℃ 下高压蒸汽灭菌 2 h。每室中土壤为 2.5 kg,加入的 Cd 以 CdCl₂ 的形式添加,按照试验方案称取一定量后溶入蒸馏水,添加进盆栽中后混匀,等干燥后再加入蒸馏水,重复几次并稳定 3 周后进行续断菊移苗和玉米种植。移苗过程中,采用 1.25 g/L 的苯菌灵溶液洗净续断菊根部后移入盆栽中。在盆栽周期达到 90 d 时,进行植物样品采集(此时玉米还未结籽,地上部分不包括籽粒含量)。

表 1 分室隔网培养试验设计

Table 1 Design of pot experiment of compartmentation cultivation

处理	Cd 浓度(mg/kg)	是否接种	A 室玉米	B 室续断菊
YH+M	25	+AMF	Cd	-
YH-M	25	-AMF	Cd	-
XH+M	25	+AMF	-	Cd
XH-M	25	-AMF	-	Cd

注:YH:Cd 添加到玉米侧;XH:Cd 添加到续断菊侧;+M:接种 AMF 处理;-M:不接种 AMF 处理;下同。

1.3 测定指标与方法

AMF 侵染率的测定:取洗净后的根段剪成长 0.5~1.0 cm,采用酸性品红染色剂的方法制片,在显微镜(Nikon ECLIPSE TS100)下观察。AMF 菌根感染率的计算采用 McGonigle 等^[18]改进的十字交叉法进行,计算公式为:AMF 菌根感染率(%)=有 AMF 菌根段

数/观察总根段数。

植物中 Cd 含量的测定 称取 0.1 g (精确到 0.000 1 g) 过 100 目筛的植物样于聚四氟乙烯消解罐中, 加入 5 ml HNO₃、1 ml HF、1 ml H₂O₂, 静置, 预消解 30 min。盖好后将消解罐装入外罐, 拧紧盖子使样品密封良好。放入微波消解仪中, 按照优化后的消解程序进行消解。消解结束后, 在室温情况下冷却至 50℃ 以下, 打开密闭消解罐, 移液至预先装有 6 ml 饱和 H₃BO₃ (络合剂) 的 100 ml PET 容量瓶中, 用于络合过量的 HF, 保护 ICP-MS, 用超纯水定容后, 充分混匀。按照同样的程序, 设置平行的空白样品, 前处理完毕后静置取上清液采用电感耦合等离子体-质谱法(ICP-MS)测定。

1.4 数据处理

转运系数 = 植物地上部分 Cd 含量/植物地下部分 Cd 含量

有效转运系数 = (植物地上部 Cd 含量 × 植物地上部生物量)/(植物地下部 Cd 含量 × 植物地下部生物量)

试验数据为 3 次重复平均值, 数据采用 Origin8.0 进行常规分析, 其他数据处理与统计分析在 SPSS19.0 中完成。

2 结果与讨论

2.1 AMF 对玉米和续断菊根系侵染率的影响

如表 2 所示, 不接种 AMF 的处理, 玉米和续断菊根系均没有被 AMF 侵染, 接种 AMF 时玉米和续

断菊根系均被 AMF 侵染, 且玉米根系 AMF 侵染率均高于续断菊。当 Cd 添加到玉米一侧时, AMF 对玉米根系的侵染率为 66.7%, 高于没有 Cd 胁迫情况下 46.7% 的侵染率。与玉米相比, 续断菊的侵染率略低, 但当 Cd 添加到续断菊侧时续断菊的侵染率为 40.4%, 比 Cd 添加到玉米侧续断菊的侵染率提高了 29.8%。

表 2 不同处理条件下玉米和续断菊的 AMF 侵染率
Table 2 Infection rates of maize and *Sonchus asper* L. Hill under different experiment treatments

处理	AMF 侵染率 (%)	
	玉米	续断菊
YH+M	66.7	28.35
YH-M	0	0
XH+M	46.7	40.4
XH-M	0	0

2.2 AMF 对玉米和续断菊植株生物量的影响

本试验中, 研究了在 AMF 的作用下, 对玉米和续断菊生物量的影响。结果表明, 与对照相比(不接种), 接种 AMF 处理玉米和续断菊生物量都有不同程度的提高(表 3)。当 Cd 添加到玉米侧时, 接种 AMF 的玉米根、叶的干重分别提高了 13.1% 和 14.3%, 但茎干重降低了 7.5%; 续断菊地上部分增加了 18.3%, 地下部分降低了 19.9%。Cd 添加到续断菊侧时, 接种 AMF 的玉米根、茎、叶的干重分别提高了 10.06%、22.9% 和 15.05%; 续断菊地上部分提高了 36.7%, 地下部分提高了 19.9%。

表 3 AMF 对玉米和续断菊生物量的影响
Table 3 Effects of AMF on maize and *Sonchus asper* L. Hill biomasses

处理	玉米生物量(g/盆)				续断菊生物量(g/盆)		
	根	茎	叶	总生物量	地上部	地下部	总生物量
YH+M	3.79 ± 0.30a	2.94 ± 0.19ab	10.50 ± 1.00b	17.23 ± 1.46a	7.55 ± 1.00ab	1.73 ± 1.83b	9.28 ± 2.83a
XH+M	3.39 ± 0.299ab	3.45 ± 0.59a	11.01 ± 0.85a	17.85 ± 1.57a	8.13 ± 1.23a	4.28 ± 2.02a	12.40 ± 2.85a
YH-M	3.35 ± 0.28ab	3.02 ± 0.22ab	9.00 ± 1.94b	15.37 ± 2.43b	6.17 ± 0.55ab	2.16 ± 1.35b	8.33 ± 0.88b
XH-M	3.08 ± 0.39b	2.66 ± 0.42b	9.57 ± 1.66b	15.30 ± 2.37b	5.15 ± 2.73b	3.43 ± 0.48a	8.58 ± 3.21b

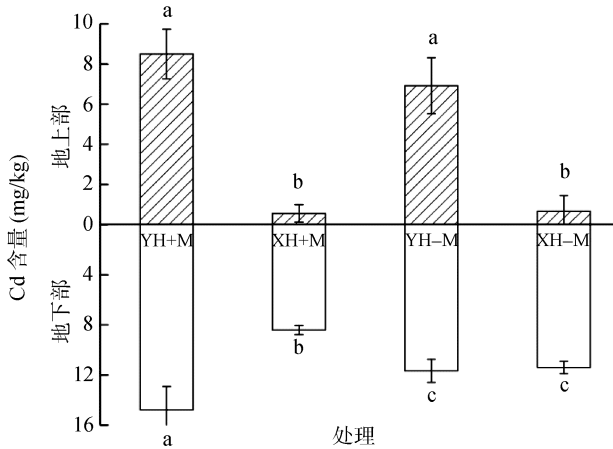
注: 平均值 ± 标准差, 同列数据小写字母不同表示处理间差异达到 $P < 0.05$ 显著水平, 下表同。

重金属富集植物和普通作物种植在一起, 有的可以提高富集植物的生物量, 有的对富集植物的生物量无影响, 但有时也可以降低富集植物的生物量。已有研究表明, 东南景天和玉米间作, 显著提高了东南景天的生物量^[19-20]。伴矿景天与小麦间作, 对伴矿景天的生物量没有影响^[21]。而秦欢等^[12]将大叶井口边草与玉米间作在一起, 抑制了大叶井口边草的生长, 使其生物量有不同程度的降低。本研究结果与上述的

研究略有不符, 主要是 AMF 的作用, 使得玉米和续断菊的生物量都有所提高。可能的原因是菌丝的作用, 使得接种之后的玉米和续断菊增加了对氮磷营养元素的吸收, 改善了植物生长的环境, 提高了植物生物量^[22-23]。本试验同时表明玉米和续断菊总生物量提高的幅度是不一样的, 玉米是 10.8% ~ 14.3%, 续断菊是 10.2% ~ 30.8%。可能的原因是玉米和续断菊在生长过程中根系争夺养分, 致使两者出现竞争关系^[24]。

2.3 AMF 对玉米和续断菊 Cd 吸收的影响

图 2 和图 3 显示不同处理玉米和续断菊地上、地下部分 Cd 含量分布状况，两者均表现为地下部分 > 地上部分。并且当 Cd 添加到玉米侧时，玉米的地上和地下部分 Cd 含量最高；当 Cd 添加到续断菊侧时，续断菊的地上部分和地下部分的 Cd 含量也是最高。



(图柱上方小写字母不同表示处理间差异达到 $P < 0.05$ 显著水平，下同)

图 2 不同试验处理下玉米地上和地下部位 Cd 含量
Fig. 2 Cd contents in different parts of maize under different experiment treatments

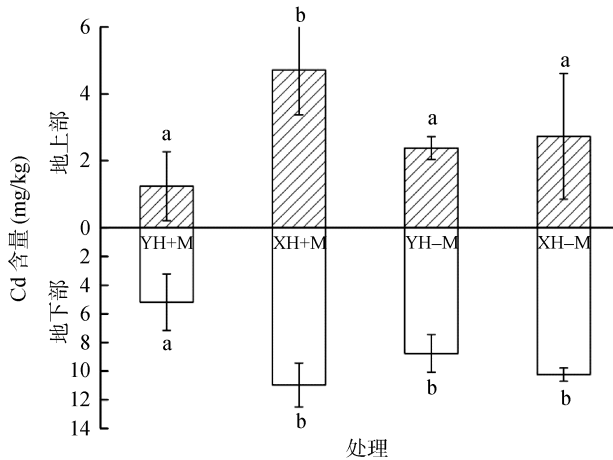


图 3 不同试验处理下续断菊地上和地下部位 Cd 含量
Fig. 3 Cd contents in different parts of *Sonchus asper* L. Hill under different experiment treatments

Cd 添加到玉米侧时接种和不接种 AMF 处理间玉米地上部分 Cd 含量差异不显著，Cd 添加到续断菊侧，玉米地上部分 Cd 含量也没有显著差异。但是地下部分 Cd 含量却有所不同，Cd 添加到玉米侧地下部分 Cd 含量接种 AMF 处理比不接种高出了 21.1%，差异显著，Cd 添加到续断菊侧则不接种 AMF 比接种处理 Cd 含量高了 26.2%，差异显著。Cd 添加到玉米侧时，续断菊地上部分 Cd 含量没有显著差异，但添

加到续断菊侧，接种 AMF 比不接种高出 42.2%，差异显著。续断菊地下部分 Cd 含量在 Cd 添加到玉米侧时，接种 AMF 处理显著低于不接种对照；Cd 添加到续断菊侧则没有显著差异。

上述结果表明，在分室隔网条件下，Cd 添加到哪一侧，AMF 就会促进该侧植物对 Cd 的吸收，降低另一侧植物对 Cd 的吸收。当 Cd 添加到玉米侧时 (YH)，AMF 显著促进了玉米地下部分对 Cd 的吸收，显著降低了续断菊地下部分对 Cd 的吸收；当 Cd 添加到续断菊侧时 (XH)，AMF 显著降低了玉米地下部分 Cd 的吸收，显著增加了续断菊地上部分对 Cd 的吸收。这与 Hu 等^[25]的研究有所不同，他们的研究结果均表明在间作条件下接种 AMF，蔬菜和东南景天对 Cd 的吸收量增加。而本研究采用了分室隔网培养的方法，切断了两种植物根系间的交互作用，在接种的条件下只有菌丝可以通过。在两者之间通过形成的菌丝桥传递交换营养元素，进而改变植物的生物量，影响植物对 Cd 的吸收^[17]。同时菌丝侵染也增强了根系及菌丝本身对 Cd 的固持作用^[26]。在分室隔网条件下，由于菌丝的作用，可能会出现两种植物竞争土壤中的氮、磷等营养元素^[27]。由表 2 可知，玉米的侵染率要高于续断菊，说明玉米与 AMF 的共生关系要优于续断菊，可能会增强植物的抗重金属离子作用，提高对 Cd 的吸收。Hu 等^[25]认为接种 AMF 改变了土壤的 pH；黄芝等^[28]认为接种 AMF 改变了土壤中重金属的形态，从而影响了重金属由土壤向植物体的转移。这说明接种 AMF 更好地抑制了重金属从地下向地上的转运，在农业生产中具有积极意义。

由图 4 可知，当 Cd 添加到玉米或者续断菊侧，对应另一侧续断菊或者玉米对 Cd 的吸收量都是接种

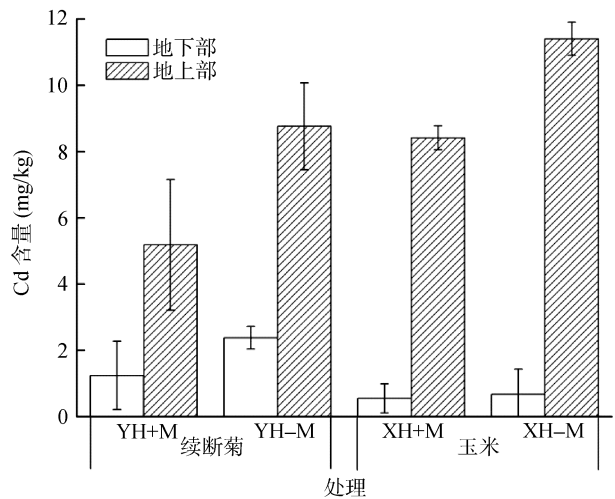


图 4 不同试验处理下 Cd 添加一侧对应另一侧 Cd 含量
Fig. 4 Cd contents in one side when Cd was added in another side under different experiment treatments

AMF 之后有所降低。可能的原因是菌丝吸收了一部分 Cd, 减少了植物体内 Cd 含量。研究表明, 一些金属元素如 Ca、Mn 等在菌丝内向寄主植物根运输, 主要以吸附在聚磷酸盐大分子上的形式进行的^[29]。Cd 的运输是否与聚磷酸盐有关还不清楚, 但菌丝直接吸收 Cd 的研究早已有报道, 并且菌丝吸收 Cd 的数量可占植物吸收总量的相当一部分^[30]。

2.4 AMF 对玉米和续断菊 Cd 吸收和转运的影响
由表 4 所示, 间作条件下接种 AMF 使 Cd 添加到玉米侧处理的玉米的转运系数降低了 3.5%, 续断

菊的转运系数降低了 12.5%。Cd 添加到续断菊侧, 使接种 AMF 后的续断菊转运系数降低了 59.3%。玉米的有效转运系数和转运系数的规律类似, 续断菊的有效转运系数是当 Cd 添加到玉米侧时接种比不接种 AMF 要高, Cd 添加到续断菊侧接种 AMF 低于不接种。

接种 AMF 条件下玉米和续断菊间作, 玉米的侵染率更高, 生物量增加的幅度更大, 使得玉米能吸收更多的 Cd, 改变了只有间作条件下续断菊能更多地吸收重金属的格局^[8-9], 丰富了重金属间作修复理论的发展。

表 4 AMF 对玉米和续断菊转运系数的影响

Table 4 Effects of AMF on transfer coefficient of maize and *Sonchus asper* L. Hill

处理	玉米		续断菊	
	转运系数	有效转运系数	转运系数	有效转运系数
YH+M	0.57	2.03	0.24	1.04
XH+M	0.07	0.28	0.27	0.51
YH-M	0.59	2.13	0.27	0.78
XH-M	0.06	0.23	0.43	0.65

虽然 AMF 在促进植物农业生产中发挥重要作用, 但如果盲目地利用, 可能会适得其反, 还需根据实际情况筛选与培育出合适的植物-微生物联合体, 针对不同的重金属选育出最佳的修复组合模式。另外, 本研究结果主要是基于室内盆栽及模拟间作试验, 结果并不一定能够完全代表和反映野外田间自然条件下的实际效果。因此, 在室内模拟试验的基础上, 将来还需要结合田间试验的验证和检验, 以进一步明确 AMF 对玉米-续断菊间作体系 Cd 吸收和累积的影响。

3 结论

在分室隔网条件下, 当 Cd 添加到 A 或者 B 室, AMF 便会促进该侧植物对 Cd 的吸收, 而降低另一侧植物对 Cd 的吸收。同时接种 AMF 降低了续断菊的转运系数, 限制了 Cd 从地下到地上的转运。菌丝可能对续断菊和玉米间作体系植物对 Cd 的吸收发挥着重要的作用。在选用接种 AMF 条件下玉米-续断菊间作体系修复农田 Cd 等重金属污染的过程中, 需要慎重考虑和评估间作体系对重金属超富集植物和作物重金属吸收的影响。

参考文献:

[1] 曹雪莹, 张莎娜, 谭长银, 等. 中南大型有色金属冶炼厂周边农田土壤重金属污染特征研究[J]. 土壤, 2015, 47(1): 94-99

[2] 涂常青, 温欣荣, 张镜, 等. 硫化铜矿区周边农田土壤重金属污染及其生态危害评价[J]. 土壤通报, 2013, 44(4): 987-992

[3] 岳荣, 史锐, 张红. 土壤中重金属累积特征及生态风险评估——以乌拉特后旗有色金属冶炼企业集中区为例[J]. 土壤, 2016, 48(2): 314-321

[4] 宋雁辉, 钟正燕, 李红梅, 等. 云南个旧多金属矿区农田土壤-作物系统重金属污染现状——以乍甸镇为例[J]. 安全与环境学报, 2012, 12(1): 138-146

[5] 郑太辉, 王凌云, 陈晓安. 矿区重金属植被修复研究进展和趋势[J]. 环境工程, 2015, 33(6): 148-152

[6] 杨勇, 何艳明, 栾景丽, 等. 国际污染场地土壤修复技术综合分析[J]. 环境科学与技术, 2012, 35(10): 92-98

[7] 周建利, 邵乐, 朱凰榕, 等. 间套种及化学强化修复重金属污染酸性土壤——长期田间试验[J]. 土壤学报, 2014, 51(5): 1056-1065

[8] 秦丽, 祖艳群, 湛方栋, 等. 续断菊与玉米间作对作物吸收积累镉的影响[J]. 农业环境科学学报, 2013, 32(3): 471-477

[9] 谭建波, 湛方栋, 刘宁宁, 等. 续断菊与蚕豆间作下土壤部分化学特征与 Cd 形态分布状况研究[J]. 农业环境科学学报, 2016, 35(1): 53-60

[10] 杨晖, 梁巧玲, 赵鹏, 等. 7 种蔬菜型作物重金属积累效应及间作鸡眼草对其重金属吸收的影响[J]. 水土保持学报, 2012, 26(6): 209-214

[11] 赵颖, 刘利军, 党晋华, 等. 不同植物与玉米间作对玉米吸收多环芳烃和重金属的影响[J]. 环境工程, 2014, 32(7): 138-141

[12] 秦欢, 何忠俊, 熊俊芬, 等. 间作对不同品种玉米和大叶井口边草吸收积累重金属的影响[J]. 农业环境科学学报, 2012, 31(7): 1281-1288

- [13] Schwarzott D, Walker C, Schüßler A. Glomus, the largest genus of the arbuscular mycorrhizal fungi (Glomales), is nonmonophyletic[J]. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 2001, 21(2): 190–197
- [14] 祖艳群, 卢鑫, 湛方栋, 等. 丛枝菌根真菌在土壤重金属污染植物修复中的作用及机理研究进展[J]. *植物生理学报*, 2015, 51(10): 1538–1548
- [15] Zu Y Q, Li Y, Chen J J, et al. Hyperaccumulation of Pb, Zn and Cd in herbaceous grown on lead–zinc mining area in Yunnan, China[J]. *Environment International*, 2005, 31(5): 755–762
- [16] 李元, 方其仙, 祖艳群. 2 种生态型续断菊对 Cd 的累积特征研究[J]. *西北植物学报*, 2008, 28(6): 1150–1154
- [17] 李芳, 徐冰, 冯固, 等. 菌丝桥在日本落叶松幼苗间磷传递和植株生长中的作用[J]. *植物生态学报*, 2004, 28(2): 218–224
- [18] McGonigle T, Miller M, Evans D, et al. A new method which gives an objective measure of colonization of roots by vesicular–arbuscular mycorrhizal fungi[J]. *New Phytologist*, 1990, 115(3): 495–501
- [19] 蒋成爱, 吴启堂, 吴顺辉, 等. 东南景天与不同植物混作对土壤重金属吸收的影响[J]. *中国环境科学*, 2009, 29(9): 985–990
- [20] 黑亮, 吴启堂, 龙新宪, 等. 东南景天和玉米套种对 Zn 污染污泥的处理效应[J]. *环境科学*, 2007, 28(4): 4852–4858
- [21] 居述云, 汪洁, 宓彦彦, 等. 重金属污染土壤的伴矿景天/小麦–茄子间作和轮作修复[J]. *生态学杂志*, 2015, 34(8): 2181–2186
- [22] 马莹, 骆永明, 滕应, 等. 根际促生菌及其在污染土壤植物修复中的应用[J]. *土壤学报*, 2013, 50(5): 1021–1031
- [23] 石伟琦, 丁效东, 张士荣. 丛枝菌根真菌对羊草生物量和氮磷吸收及土壤碳的影响[J]. *西北植物学报*, 2011, 31(2): 357–362
- [24] Hauggaard-Nielsen H, Ambus P, Jensen E S. Interspecific competition, N use and interference with weeds in pea–barley intercropping[J]. *Field Crops Research*, 2001, 70(2): 101–109
- [25] Hu J L, Chan P T, Wu F, et al. Arbuscular mycorrhizal fungi induce differential Cd and P acquisition by Alfred stonecrop (*Sedum alfredii* Hance) and upland kangkong (*Ipomoea aquatica* Forsk.) in an intercropping system[J]. *Applied Soil Ecology*, 2013, 63: 29–35
- [26] Dong Y, Zhu Y G, Smith F A, et al. Arbuscular mycorrhiza enhanced arsenic resistance of both white clover (*Trifolium repens* Linn.) and ryegrass (*Lolium perenne* L.) plants in an arsenic-contaminated soil[J]. *Environmental Pollution*, 2008, 155(1): 174–181
- [27] Leyval C, Turnau K, Haselwandter K. Effect of heavy metal pollution on mycorrhizal colonization and function: Physiological, ecological and applied aspects[J]. *Mycorrhiza*, 1997, 7(3): 139–153
- [28] 黄艺, 陈有鑑, 陶澍. 污染条件下 VAM 玉米元素积累和分布与根际重金属形态变化的关系[J]. *应用生态学报*, 2002, 13(7): 859–862
- [29] Cox C, Moran K J, Sanders F E. Translocation and transfer of nutrients in vesicular-arbuscular mycorrhizas. () Polyphosphate granules and phosphorus translocation[J]. *New Phytol.*, 1980, 84: 649–659
- [30] 陶红群, 李晓林, 张俊伶. 丛枝菌根菌丝对重金属元素 Zn 和 Cd 吸收的研究[J]. *环境科学学报*, 1998, 18(5): 99–102

Effects of Arbuscular Mycorrhizal Fungi (AMF) on Cd Absorption and Accumulation in Maize and *Sonchus asper* L. Hill Using Intercropping System

LU Xin^{1,2}, HU Wenyu^{2*}, HUANG Biao², LI Yuan¹, ZU Yanqun¹, ZHAN Fangdong¹,
KUANG Rongxi³, HE Yue^{4,5*}

(1 College of Resources and Environment, Yunnan Agricultural University, Kunming 650201, China; 2 Key Laboratory of Soil Environment and Pollution Remediation, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; 3 Geological Survey of Jiangsu Province, Nanjing 210018, China; 4 Nanjing Institute of Environmental Sciences, Ministry of Environmental Protection, Nanjing 210042; 5 State Environmental Protection Key Laboratory of Soil Environmental Management and Pollution Control, Nanjing 210042)

Abstract: Pot experiment was carried out to simulate the effects of arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) on Cd absorption by maize and *Sonchus asper* L. Hill through compartmentation cultivation system. The results indicated that: 1) In both situations (Room A or Room B) after Cd addition higher infection rate was occurred by maize (6.3% – 38.35%) comparing to those of *S. asper*. Furthermore, AMF inoculation led to an increase in both maize and *S. asper* biomass. Unlike, both plants behaved differently in terms of Cd absorption followed by AMF inoculation. 2) In both Room A and B Cd addition caused either higher or lesser Cd absorption as influenced by AMF. 3) Transfer coefficient of *S. asper* was lower after inoculation with AMF, while it was different in maize. In conclusion, AMF impacted Cd absorption by maize and *S. asper* through intercropping system as hyphae was assumed to be an important role in both plants in relation to Cd absorption.

Key words: Arbuscular mycorrhizal fungi; Maize; *Sonchus asper* L. Hill; Intercropping; Heavy metal pollution; Phytoremediation