

## 污泥堆肥利用中 AM 对稗草生长及 Cu、Pb 吸收的影响

魏翔莺<sup>1,2</sup>, 张春英<sup>1\*</sup>, 吴少华<sup>2</sup>, 孙秋玲<sup>1,3</sup>, 王洪<sup>4</sup>

1. 上海市园林科学研究所, 上海 200232; 2. 福建农林大学园艺学院, 福建 福州 350002;  
3. 北京林业大学园林学院, 北京 100083; 4. 上海白龙港污水处理有限公司, 上海 201203

**摘要:** 在滨海盐渍土中分别混加质量分数为 0%、20%、40%和 60%的污泥堆肥, 作为盆栽基质, 研究摩西球囊霉(*Glomus mosseae*)和根内球囊霉(*Glomus intraradices*) 2 种 AM 真菌对稗草 (*Echinochloa crusgalli*) 生长及其吸收 Cu、Pb 的影响, 分别以不接种 AM 真菌的处理为各自的对照。结果显示: 添加污泥堆肥处理中稗草接种苗菌根侵染率均显著高于纯盐渍土处理。同时, 随着盐渍土中污泥堆肥含量增加稗草生物量上升, 其中在含有 40%和 60%污泥堆肥处理中接种 AM 真菌稗草的地上及地下部生物量显著高于未接种苗。接种 AM 真菌显著提高了稗草 Cu、Pb 富集总量; 接种 AM 真菌显著提高了稗草地下部 Cu 富集量, 却降低了地下部 Pb 累积量, 提高了 Pb 向地上部的转运, 增加了地上部 Pb 累积量。这些结果表明污泥堆肥中接种 AM 真菌可以促进稗草的生长和提高对重金属 Cu、Pb 的富集能力。

**关键词:** AMF; 污泥堆肥; 稗草; 植物修复

**中图分类号:** S688.9

**文献标志码:** A

**文章编号:** 1674-5906 (2012) 07-1351-06

城市污泥是城市生活污水、工业废水处理过程中产生的固体废物。随着社会经济的发展, 污水处理率和处理程度的提高, 污泥产量不可避免增加, 致使污泥的处置矛盾日益突出。污泥中含有大量的有机质和植物所需的营养成分, 是有价值的生物资源, 科学合理的土地利用减少其负面效应, 使污泥重新进入自然环境的物质、能量循环中, 使其变成一种资源是目前世界上环境领域研究瞩目的课题<sup>[1-2]</sup>。但污泥中还含有许多有害物质和病原菌等, 特别是其中的重金属元素由于具有难迁移, 易富集, 危害大等特点, 是限制污泥土地利用的最主要因素<sup>[3-4]</sup>。城市污泥中的重金属处理工艺可分为非生物处理和生物处理 2 大类, 非生物技术处理不但成本高、工程复杂而且极易造成二次污染<sup>[3]</sup>。生物法处理重金属有费用低、易实践、对污泥中养分破坏小等优点, 其中的植物处理法对环境友好, 处理后的污泥仍含有丰富的 N、P、K 和有机质可作为良好的有机肥源<sup>[5]</sup>。丛枝菌根(AM, *Arbuscular mycorrhiza*)是自然界中分布最广的一类菌根, AM 真菌能与陆地上绝大多数的高等植物共生, 常见于重金属污染土壤等各种生境中<sup>[6-7]</sup>。AM 真菌可以改善植物在重金属污染情况下的生长状况、减轻重金属对植物的毒害、影响植物对重金属的吸收和转运、加快土壤中重金属元素的植物提取或植物稳定, 因而 AM 菌根在重金属污染土壤的植物修复中受到越来越

多的关注<sup>[8]</sup>。

稗草(*Echinochloa crusgalli* (L.) Beauv.)为禾本科(Gramineae)稗属(*Echinochloa* Beauv.) 1 年生草本植物<sup>[9]</sup>, 秆丛生, 高 40~100 cm, 原产于欧洲和亚洲的印度在我国各省均有分布, 稗草适应性强, 生长茂盛, 多生于沼泽、沟渠旁、低洼荒地及稻田中<sup>[9]</sup>。本文通过测定在不同污泥含量基质上接种 AMF 后稗草生物量及铜、铅含量的变化, 探讨 AM 在污泥堆肥土地利用中对植物生长及重金属富集作用的影响, 为 AM 应用于污染土壤的重金属修复提供依据。

### 1 材料与方法

#### 1.1 试验材料

##### 1.1.1 栽培基质

污泥来自上海白龙港污水处理厂, 对照土壤为滨海盐渍土。栽培基质为滨海盐渍土添加不同质量比例的腐熟干污泥堆肥, 污泥堆肥质量分数设计 4 个梯度: 0%、20%、40%、60%。随着污泥堆肥质量分数的增加, 栽培基质 pH 降低, 电导率提高, 土壤有机质、速效氮、速效磷、速效钾等都有不同程度的增加(表 1), 重金属 Cu、Pb 质量分数也逐渐增加(表 2), 但 2 种重金属质量分数均未超过我国污泥农用标准。

##### 1.1.2 供试菌种

摩西球囊霉 *Glomus mosseae*(简称 GM)、根内球囊霉 *Glomus intraradices*(简称 GI), GM 来源于

**基金项目:** 上海市科委科技攻关项目 (09dz 1204106)

**作者简介:** 魏翔莺 (1987 年生), 女, 博士研究生, 主要研究方向: 植物引种栽培。E-mail: weixiangying\_cool@126.com

\*通信作者, 女, 高级工程师, 博士。E-mail: mayzhang55@yahoo.com.cn

**收稿日期:** 2012-05-21

表1 供试基质的基本理化性状

Table 1 Chemical and physical properties of the experimental soil

| w(污泥)/% | EC 值/<br>(mS·cm <sup>-1</sup> ) | pH   | w(有机质)/<br>(g·kg <sup>-1</sup> ) | w(速效氮)/<br>(mg·kg <sup>-1</sup> ) | w(速效磷)/<br>(mg·kg <sup>-1</sup> ) | w(速效钾)/<br>(mg·kg <sup>-1</sup> ) | w(全氮)/<br>(g·kg <sup>-1</sup> ) | w(全磷)/<br>(g·kg <sup>-1</sup> ) | w(全钾)/<br>(g·kg <sup>-1</sup> ) |
|---------|---------------------------------|------|----------------------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|---------------------------------|---------------------------------|---------------------------------|
| 0       | 0.37                            | 8.88 | 8.13                             | 32.42                             | 20.22                             | 181.21                            | 0.57                            | 0.57                            | 8.58                            |
| 20      | 1.24                            | 7.58 | 84.85                            | 81.12                             | 63.16                             | 258.19                            | 1.38                            | 1.62                            | 8.96                            |
| 40      | 0.92                            | 7.65 | 89.39                            | 122.20                            | 63.63                             | 290.11                            | 1.68                            | 1.65                            | 9.19                            |
| 60      | 0.99                            | 7.68 | 122.70                           | 273.74                            | 65.53                             | 459.46                            | 2.42                            | 2.65                            | 9.46                            |
| 种植土标准   | 0.12~0.35                       | <7.8 | >15 g                            | >150                              | >65                               | >83                               | 0.50~1.50                       | 0.20~0.50                       | 12~21                           |

表2 不同污泥比例土壤中重金属 Cu、Pb 质量分数

Table 2 Contents of Cu, Pb in the mixed soils with different proportion of sewage sludge compost

| 重金属<br>质量分数                  | w(污泥)/% |      |      |      | 污泥标准 <sup>1)</sup><br>(pH≥6.5) |
|------------------------------|---------|------|------|------|--------------------------------|
|                              | 0       | 20   | 40   | 60   |                                |
| w(Cu)/(mg·kg <sup>-1</sup> ) | 20.1    | 42.1 | 46.7 | 52.6 | 500                            |
| w(Pb)/(mg·kg <sup>-1</sup> ) | 18.6    | 20.1 | 19.6 | 19.4 | 1000                           |

<sup>1)</sup>为我国农用污泥污染物控制标准 GB 4284—84

北京市农林科学院植物营养与资源研究所“丛枝菌根真菌种质资源库(BGC HEB07B)”; GI 由上海弘升科技有限公司提供。

### 1.1.3 供试植物

种子采自河南南召县。将采回的种子放在 4 °C 冰箱低温保存,播种前后用 10% H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 浸泡 10 min,再用去离子水冲洗,然后用水浸泡催芽,苗床育苗。出苗 2 周后从苗床挖取长势一致的幼苗(蒸馏水洗净根系泥土)栽培。

## 1.2 试验方法

### 1.2.1 菌剂接种及植物养护

选择植株大小一致、生长健壮的稗草播种苗移栽至不同污泥堆肥含量的盐渍土中,栽培盆规格为 120 mm×105 mm,每盆栽培幼苗 5 棵,接种菌剂 5~6 g 于植物根部下面 5~10 cm 处。设置接种摩西球囊霉、根内球囊霉与不接种 3 个处理,每个处理栽培 6 盆。盆栽放置在普通塑料大棚内养护,当年秋季 11 月份收获整棵植株,测定菌根侵染率、植株生物量及重金属 Cu、Pb 的含量。

### 1.2.2 侵染率的测定方法

采用 1970 年 Phillips 等的方法测定菌根侵染率,采用十字交叉法计算菌根的侵染率。

### 1.2.3 生物量的测定方法

将收获的稗草用自来水充分清洗其根系及地上部,再用去离子水冲洗,沥去水分风干后放入牛皮纸袋中,在 105 °C 杀青 30 min,然后在 70 °C 恒温条件下烘干至恒质量,称取整株干物质质量以及分别称量地上部和地下部的生物干质量。

### 1.2.4 重金属含量的测定方法

烘干后的稗草样品分为地上和地下部,磨碎并充分混合均匀,采用 HNO<sub>3</sub>-HClO<sub>4</sub> 法消化(体积

比约为 87%:13%)、原子吸收分光光度计法(魏树和等, 2004)测定植株地上部和地下部的重金属含量。

### 1.2.5 数据分析方法

数据处理采用完全随机双因素试验统计分析,分析在 DPS 9.01 版和 Microsoft Excel 软件下完成,在 0.05 差异显著性水平条件下进行 LSD 多重比较。

## 2 结果与分析

### 2.1 污泥堆肥对稗草菌根侵染率的影响

根据侵染率统计结果不同污泥堆肥含量盐渍土中稗草菌根侵染率不同(表 3)。2 种 AM 菌株的菌根侵染率变化趋势一致,在纯盐渍土中较低,在 40% 污泥堆肥处理中侵染率达到最大;20%~60% 污泥堆肥处理中菌根侵染率显著高于纯盐渍土处理。2 种菌株接种稗草菌根侵染率均显著高于未接种处理,但 2 个菌株之间差异不显著。

表3 不同污泥堆肥质量分数中稗草根系的侵染率

Table 3 Mycorrhizal infection rate of *Echinochloa crusgalli* at different levels of sewage sludge compost %

| 菌种类型 | w(污泥)/% |          |          |           |
|------|---------|----------|----------|-----------|
|      | 0       | 20       | 40       | 60        |
| GM   | 40.20 e | 63.10 c  | 77.50 a  | 72.90 ab  |
| GI   | 53.10 d | 66.50 bc | 73.20 ab | 70.40 abc |
| CK   | 6.10 f  | 8.45 f   | 10.95 f  | 7.54 f    |

GM: 接种 *Glomus mosseae*; GI: 接种 *Glomus intraradices*; CK-s: 未接种; 数据为平均值±标准差。同列或同行不同小写字母表示处理间差异显著( $P<0.05$ )

### 2.2 污泥堆肥利用中 AM 对稗草生物量的影响

稗草地上部生物量随污泥含量的增加呈上升趋势,接种苗的生物量增加更为明显(表 4)。在纯盐渍土和 20% 污泥含量盐渍土中,接种苗地上生物量与非接种苗差异不显著,40%、60% 污泥堆肥处理中接种苗地上生物量显著高于未接种苗,约是未接种苗生物量的 2 倍,而且 GM 菌株接种苗地上部生物量在 40%、60% 污泥堆肥含量中显著高于 GI 菌株接种苗。

稗草接种苗和未接种苗地下部生物量随污泥堆肥含量的增加而上升,在 60% 污泥堆肥处理中

表 4 不同污泥堆肥含量中稗草的地上部和地下部生物量  
Table 4 Plant shoots and roots biomass of *Echinochloa crusgalli* at different levels of sewage sludge compost m/g

| 部位  | 菌株类型 | w(污泥)/%     |              |              |              |
|-----|------|-------------|--------------|--------------|--------------|
|     |      | 0           | 20           | 40           | 60           |
| 地上部 | GM   | 1.13±0.03 f | 2.84±0.18 e  | 6.90±0.34 a  | 7.43±0.38 a  |
|     | GI   | 1.05±0.03 f | 2.80±0.13 e  | 5.14±0.07 b  | 5.18±0.08 b  |
|     | CK   | 1.06±0.15 f | 2.94±0.16 de | 3.56±0.46 cd | 4.02±0.24 c  |
| 地下部 | GM   | 0.25±0.03 e | 0.70±0.10 d  | 1.70±0.13 a  | 1.23±0.11 b  |
|     | GI   | 0.33±0.04 e | 0.99±0.05 c  | 0.78±0.05 cd | 1.01±0.03 bc |
|     | CK   | 0.20±0.03 e | 0.59±0.04 d  | 0.63±0.11 d  | 0.69±0.13 d  |

GM: 接种 *Glomus mosseae*; GI: 接种 *Glomus intraradices*; CK-s: 未接种; 数据为平均值±标准差。同列或同行不同小写字母表示处理间差异显著( $P<0.05$ )

2 个 AM 菌株接种苗地下生物量均显著大于未接种苗(表 4)。接种 GM 菌株的植株地下部生物量在 40% 污泥堆肥质量分数盐渍土中最大, 是纯盐渍土中地下部生物量的 6.8 倍; 接种 GI 菌株的植株地下部生物量在 60% 污泥堆肥中最大, 为纯盐渍土中植株的 3 倍。GI 菌株接种苗在 40% 与 60% 污泥堆肥质量分数土壤处理中地下生物量显著高于未接种苗, GM 菌株接种苗地下部生物量在 20% 与 60% 污泥堆肥质量分数盐渍土中显著高于未接种苗。GI 菌株接种苗地下生物量在 20% 污泥堆肥质量分数盐渍土显著高于 GM 菌株接种苗, 而在 40% 污泥堆肥处理中显著低于 GM 菌株接种苗, 其他土壤处理中差异不显著。

### 2.3 污泥堆肥利用中 AM 对稗草重金属含量的

### 影响

#### 2.3.1 稗草体内 Cu 质量分数变化

随着处理中污泥堆肥质量分数的提高, 稗草接种苗与未接种苗地下部分 Cu 质量分数显著升高(表 5)。2 种 AM 菌株的接种苗地下部 Cu 质量分数显著高于未接种苗, 其中 GM 菌株接种苗 Cu 质量分数在 20%~40% 污泥堆肥处理中比未接种苗提高 2~3 倍。在 20%~60% 污泥堆肥质量分数盐渍土中, GM 菌株接种苗地下部 Cu 质量分数显著高于 GI 菌株接种苗地下部 Cu 质量分数, 在纯盐渍土中 2 种菌株接种苗地下部 Cu 质量分数差异不显著。

无论接种与否, 随着污泥堆肥质量分数的提高稗草地上部 Cu 质量分数差异不显著(表 5)。在 40%、60% 污泥堆肥处理中接种苗地上部 Cu 质量分数显著高于未接种苗 Cu 质量分数, 约为未接种苗的 1.7 倍。2 种 AM 菌株接种苗地上部 Cu 质量分数差异不显著。所有处理中稗草地下部与地下部 Cu 质量分数差异很大, 接种苗地下部 Cu 质量分数是地上部 Cu 质量分数的 5~22 倍, 未接种苗地下部 Cu 质量分数是地上部 Cu 质量分数的 4~11 倍。

#### 2.3.2 稗草体内 Pb 质量分数变化

随着污泥堆肥质量分数的提高, GM 菌株接种苗与未接种苗地上部 Pb 质量分数变化不显著, GI 菌株接种苗地上部 Cu 质量分数显著降低(表 6)。2 种 AM 菌株接种苗的地上部 Pb 质量分数显

表 5 稗草地上部分 Cu 质量分数  
Table 5 Concentration of copper in the shoots and roots of *Echinochloa crusgalli* w(Cu)/(mg kg<sup>-1</sup>)

| 部位  | 菌株类型 | w(污泥)/%       |                |               |               |
|-----|------|---------------|----------------|---------------|---------------|
|     |      | 0             | 20             | 40            | 60            |
| 地上部 | GM   | 11.20±0.40 ab | 9.80±0.40 bc   | 11.65±1.85 ab | 11.45±1.45 ab |
|     | GI   | 13.55±1.25 a  | 12.15±2.35 ab  | 12.05±1.55 ab | 11.35±2.15 ab |
|     | CK   | 9.60±0.20 bc  | 10.25±3.55 b   | 6.95±0.95 c   | 6.95±1.65 c   |
| 地下部 | GM   | 81.70±5.50 e  | 214.00±15.00 a | 176.00±4.00 b | 130.00±7.00 c |
|     | GI   | 77.00±0.20 e  | 106.50±0.50 d  | 65.60±6.20 fg | 111.00±8.00 d |
|     | CK   | 47.05±4.75 i  | 50.45±3.85 hi  | 59.15±6.35 gh | 72.30±1.60 ef |

表 6 稗草地上部分 Pb 质量分数  
Table 6 Concentration of Lead in the shoots and roots of *Echinochloa crusgalli* w(Pb)/(mg kg<sup>-1</sup>)

| 部位  | 菌株类型 | w(污泥)/%       |               |               |               |
|-----|------|---------------|---------------|---------------|---------------|
|     |      | 0             | 20            | 40            | 60            |
| 地上部 | GM   | 1.25±0.05 cde | 1.00±0.40 efg | 1.10±0.10 def | 1.45±0.25 bcd |
|     | GI   | 2.10±0.00 a   | 1.80±0.20 ab  | 1.60±0.30 bc  | 1.65±0.35 b   |
|     | CK   | 0.80±0.10 fgh | 0.80±0 fgh    | 0.60±0.00 h   | 0.70±0.20 gh  |
| 地下部 | GM   | 6.20±0.30 d   | 6.30±0.40 d   | 4.10±2.10 de  | 4.45±0.15 de  |
|     | GI   | 8.60±0.30 c   | 3.80±1.20 e   | 2.95±1.55 e   | 5.00±0.00 de  |
|     | CK   | 4.95±1.35 de  | 8.85±0.45 bc  | 11.05±0.35 b  | 13.55±3.15 a  |

GM: 接种 *Glomus mosseae*; GI: 接种 *Glomus intraradices*; CK-s: 未接种; 数据为平均值±标准差。同列或同行不同小写字母表示处理间差异显著( $P<0.05$ )

著高于未接种苗,约为未接种苗质量分数的2倍。GI菌株接种苗地上部Pb质量分数显著高于GM菌株接种苗。

土壤处理中污泥堆肥质量分数的提高对GM菌株接种苗地下部Pb质量分数影响不大,GI菌株接种苗地下部Pb质量分数显著降低,而未接种苗显著升高(表6)。在20%~60%污泥堆肥处理中,接种苗地下部Pb质量分数显著低于未接种苗质量分数,平均降低1~2倍。

## 2.4 污泥堆肥利用中AM对稗草重金属富集的影响

### 2.4.1 接种AM真菌对稗草Cu富集量的影响

处理中污泥堆肥质量分数从0%升高到60%,稗草接种苗与未接种苗Cu富集量均显著升高,其中GM菌株接种苗地上部Cu富集量从12.69 μg升高到85.07 μg,提高了6倍,未接种苗从10.21 μg升高到27.90 μg,提高了1.7倍(表7)。在0%、20%污泥堆肥处理中,接种苗与未接种苗Cu富集量差异不显著;在40%、60%污泥堆肥处理中,接种苗富集量显著高于未接种苗,是未接种苗富集量的2~3倍。在40%、60%污泥堆肥处理中,GM菌株接种苗Cu富集量显著高于GI菌株接种苗。

纯盐渍土中添加污泥后,稗草地下部的Cu富集量显著升高(表7)。GM菌株接种苗地下部Cu富集量在40%污泥堆肥处理中最大,为299.79 μg,是纯盐渍土中Cu富集量的14.68倍。在20%~60%

污泥堆肥处理中接种苗Cu富集量显著高于未接种苗,其中在40%污泥堆肥处理中GM菌株接种苗Cu富集量是未接种苗的8倍。GM菌株接种苗地下部Cu富集量在20%~60%污泥质量分数盐渍土中显著高于GI菌株接种苗地下部Cu富集量。

### 2.4.2 接种AM真菌对植株Pb富集量的影响

在同一污泥堆肥处理水平下,2种AM菌株接种苗地上部Pb富集量均高于未接种苗地上部Pb富集量(表8),其中40%~60%污泥堆肥处理中差异显著,为未接种苗富集量的3~4倍。接种苗地上部Pb富集量随着污泥堆肥质量分数的增加而显著升高,其中GM菌株在60%污泥质量分数盐渍土中最大,为10.77 μg,是纯盐渍土中Pb富集量的7.60倍。未接种苗在20%~60%污泥堆肥处理中地上部Cu富集量差异不大,但均显著高于在纯盐渍土中的富集量,为纯盐渍土中富集量的3倍。

处理污泥堆肥质量分数的增加,稗草接种苗与未接种苗的地下部Pb富集量显著升高。在0%、20%污泥堆肥处理中稗草接种苗与未接种苗地下部Pb富集量差异不显著,而在60%污泥堆肥处理中接种苗地下部Pb富集量显著低于未接种苗,接种苗富集量降低了40%。GM菌株接种苗地下部Pb富集量在40%中显著高于GI菌株接种苗,其它土壤处理中差异不显著。

## 3 讨论

### 3.1 污泥堆肥利用中AM真菌侵染率的影响

AM菌根侵染率的高低与土壤有机质含量、

表7 稗草地上部和地下部Cu总量

Table 7 Total copper contents in the aboveground and underground part of *Echinochloa crusgalli*

m/μg

| 部位  | 菌株类型 | w(污泥)%        |               |               |               |
|-----|------|---------------|---------------|---------------|---------------|
|     |      | 0             | 20            | 40            | 60            |
| 地上部 | GM   | 12.69±0.37 e  | 27.80±0.93 cd | 80.37±10.42 a | 85.07±8.80 a  |
|     | GI   | 14.20±1.07 e  | 34.00±5.37 c  | 61.96±6.51 b  | 58.74±9.08 b  |
|     | CK   | 10.21±0.17 e  | 30.14±8.52 cd | 24.71±2.76 d  | 27.90±5.41 cd |
| 地下部 | GM   | 20.43±1.12 de | 150.16±8.59 b | 299.79±5.56 a | 160.33±7.05 b |
|     | GI   | 25.41±0.05 de | 105.08±0.40 c | 51.17±3.95 d  | 111.56±6.56 c |
|     | CK   | 9.17±0.76 e   | 29.85±1.86 de | 37.07±3.25 de | 49.89±0.90 d  |

表8 稗草地上部和地下部Pb总量

Table 8 Total lead contents in aboveground and underground parts of *Echinochloa crusgalli*

m/μg

| 部位  | 菌株类型 | w(污泥)%        |               |              |              |
|-----|------|---------------|---------------|--------------|--------------|
|     |      | 0             | 20            | 40           | 60           |
| 地上部 | GM   | 1.42±0.046 g  | 2.84±0.93 e   | 7.59±0.56 c  | 10.78±1.52 a |
|     | GI   | 2.20±0.00 ef  | 5.04±0.46 d   | 8.23±1.26 bc | 8.54±1.48 b  |
|     | CK   | 0.85±0.09 g   | 2.35±0.00 ef  | 2.13±0.00 f  | 2.81±0.66 ef |
| 地下部 | GM   | 1.55±0.06 f   | 4.42±0.23 cd  | 6.98±2.92 b  | 5.49±0.15 bc |
|     | GI   | 2.83±0.08 def | 3.75±0.97 cde | 2.30±0.99 ef | 5.03±0.00 bc |
|     | CK   | 0.97±0.21 f   | 5.24±0.22 bc  | 6.92±0.18 b  | 9.35±1.77 a  |

GM: 接种 *Glomus mosseae*; GI: 接种 *Glomus intraradices*; CK-s: 未接种; 数据为平均值±标准差。同列或同行不同小写字母表示处理间差异显著( $P<0.05$ )

矿质营养、土壤 Ph 值和环境条件等有密切关系<sup>[10]</sup>。毛永民等对枣树 VA 菌根感染率的田间调查结果表明土壤肥力高或者过低均不利于菌根菌的感染<sup>[11]</sup>。接种后稗草菌根感染率随着污泥堆肥含量增加而上升, 在贫瘠的盐渍土中菌根感染率最低, 在 20%~60%污泥堆肥处理中感染率显著高于纯盐渍土, 其中 40%污泥堆肥处理中感染率最高, 说明贫瘠的纯盐渍土不利于稗草菌根的形成, 添加一定量污泥后土壤营养物质增加促进了菌根发育, 而且 40%污泥堆肥最适合菌根形成。

### 3.2 接种 AM 菌株对稗草的生长效应

随着污泥堆肥含量的提高稗草地上部和地下部生物量增加, 纯盐渍土中稗草生物量最低, 表明盐渍土的盐碱程度高、营养贫瘠不利于稗草生长, 添加污泥堆肥使盐渍土中的养分含量提高促进稗草生长, 因此污泥堆肥可以做为贫瘠盐渍土的土壤改良剂, 与前人研究结果一致<sup>[12]</sup>。在较高污泥堆肥处理中, 接种 AM 真菌后稗草地下部及地上部生物量显著高于未接种苗生物量, 可能是丛枝菌根能通过扩大根系吸收范围、自身产生或刺激植物产生一些特殊的酶<sup>[13]</sup>活化土壤养分、增强植物抗性, 显著促进寄主植物的生长, 也可能是直接降解和利用污泥有机物, 并将其转化为自身和宿主的养分源, 降低污泥中有害物质对植物的毒害程度<sup>[14]</sup>而促进稗草的生长。

### 3.3 AM 对稗草体内 Cu、Pb 分布的影响

根据研究结果, 接种 AM 真菌后稗草体内 Cu、Pb 的富集总量显著提高, 表明菌根可以促进稗草对重金属 Cu、Pb 的吸收, 在污泥堆肥土地利用中具有积极的效应和应用潜力。从接种与未接种稗草地上及地下部 Cu、Pb 浓度、富集量的分析结果看, 菌根影响了 2 重金属在稗草体内的分布, 说明菌根提高稗草 Cu、Pb 吸收的机制是不同的。接种 AM 真菌显著提高了稗草地下部和地上部 Cu 浓度及富集量, 但对地下部 Cu 浓度及富集量的提高幅度大于地上部, 接种苗地下部 Cu 富集量为地上部富集量的 1~4 倍, 而未接种苗地上和地下部 Cu 富集量差异不明显, 说明接种 AM 真菌后稗草吸收的 Cu 主要富集在根部。申鸿等研究结果也认为菌根植物吸收的 Cu 主要滞留在菌根真菌和植株根系共生体中<sup>[15]</sup>。Tumau 等研究推测 AM 真菌提高植物重金属 Cu 抗性的机制之一是“过滤作用”, 即 AM 真菌的根外菌丝能与多种重金属离子螯合, 将重金属固定在植物根际, 减少其向植物地上部转移, 从而减轻重金属对植物的毒害<sup>[16]</sup>, 而且 AM 真菌根外菌丝的细胞壁成分如几丁质等对重金属离子有较强的吸附作用<sup>[17]</sup>, 这可能也是

稗草菌根富集的 Cu 主要在根部的原因。接种 AM 真菌显著降低了稗草地下部 Pb 浓度, 也显著降低了地下部 Pb 富集量, 而对地上部 Pb 浓度影响不明显, 但由于地上部生物量的增加, 地上部 Pb 富集量显著增加。王红旗等对羽叶鬼针草 Pb 吸收特性的研究结果也表明鬼针草吸收的 Pb 主要富集于地上部<sup>[18]</sup>。推测可能是菌根促进了稗草根系吸收的 Pb 向地上部分转移, 降低根系中 Pb 浓度, 减轻 Pb 对根系的伤害, 可能与 AM 耐 Pb 污染的机制有关。

## 4 结论和展望

污泥土地利用是重要的污泥处理方式, 然而污泥中重金属元素是其大规模农田利用的主要限制因素, 在污泥土地利用中, 接种 AM 真菌提高了植物对污泥中营养物质的吸收能力, 改善植物的生长, 提高植物的抗逆性和耐受能力, 比如提高植物对污泥中重金属等有害物质的抗性, 有利于重金属在植物中的富集。所以, 菌根化植物可以作为污泥土地利用中很好的生物修复体, 有广阔的应用前景。

### 参考文献:

- [1] 王喜艳, 聂振江. 施用污泥对土壤中重金属含量的影响[J]. 农业资源与环境科学, 2008, 24(12):432-435.  
WANG Xiyang, NIE Zhenjiang. The Effect of the Application of Sludge on Content of Heavy Metal in the Soil[J]. Chinese Agricultural Science Bulletin, 2008, 24(12): 432-435.
- [2] MOSSOP K F, DAYISION C M. Comparison of original and modified BCR sequential extraction procedures for the fractionation of copper, iron, lead, manganese and zinc in soil and sediments[J]. Anal Chim Acta, 2003, 478:111-118.
- [3] 周立祥, 胡霁堂, 戈乃钊, 等. 城市污泥土地利用研究[J]. 生态学报, 1999, 19(2): 158-193.  
ZHOU Lixiang, HU Aitang, GE Naifen, et al. Study on Utilization of Municipal Sewage Sludge in Farmland and Forest Land[J]. Acta Ecologica Sinica, 1999, 19(2): 158-193.
- [4] 王新, 周启星, 陈涛, 等. 污泥土地利用对草坪草及土壤的影响[J]. 环境科学, 2003, 24(2): 50-53.  
WANG Xin, ZHOU Qixing, CHEN Tao, et al. Effect of Land Utilization of Sewage Sludge on Grass and Soils[J]. Environmental Science, 2003, 24(2): 50-53.
- [5] 程五良, 方萍, 陈玲, 等. 城市污水厂污泥土地利用可靠性探讨[J]. 同济大学学报: 自然科学版, 2004, 32(7): 939-942.  
CHENG Wuliang, FANG Ping, CHEN Ling, et al. Study on Soil Reuse Feasibility of Municipal Swage Sludge[J]. Journal of Tongji University: Natural Science, 2004, 32(7): 939-942.
- [6] 刘润进, 陈应龙. 菌根学[M]. 北京: 科学出版社, 2007: 22.  
LIU Runjin, CHEN Yinglong. Mycorrhizology[M]. Beijing: Science Press, 2007: 22.
- [7] 廖继佩, 林先贵, 曹志洪. 红壤中丛枝菌根真菌对污泥态铜生物有效性的影响[J]. 土壤学报, 2003, 40(6): 929-935.  
LIAO Jipei, LIN Xiangui, CAO Zhihong. Effect of Arbuscular Mycorrhizal Fungi on Bioavailability of Copper in Sewage-Sludge-Amended Red

- Soil[J]. Acta Pedologica Sinica, 2003, 40(6): 929-935.
- [8] 王发, 林先贵. 丛枝菌根在植物修复重金属污染土壤中的作用[J]. 生态学报, 2007, 27(2): 793-801.  
WANG Fayuan, LIN Xiangui. Role of a buscular mycorrhizae in phytoremediation of heavy metal-contaminated soils[J]. Acta Ecologica Sinica, 2007, 27(2): 793-801.
- [9] 潘星板, 郭伟, 孙备, 等. 种内竞争对稗草生物量生殖分配的影响[J]. 河南农业科学, 2011, 40(9): 86-89.  
PAN Xingji, GUO Wei, SUN Bei, et al. Effect of Intra-specific Competition on Biomass Allocation of *Echinochloa crusgalli*[J]. Journal of Henan Agriculture Sciences, 2011, 40(9): 86-89.
- [10] Yang W Q, Goulart B L. Interactive effects of mycorrhizal inoculation and organic soil amendments on Nitrogen acquisition and growth of high bush blueberry[J]. Amer Soc Hort Sci, 2002, 127(5): 742-748.
- [11] 毛永民, 范培格, 贾立涛, et al. 枣树 VA 菌根侵染率的田间调查[J]. 河北农业大学学报, 1999, 22(4):55-57.  
MAO Yongmin, FAN Peige, JIA Litao, et al. Natural Occurrence of Vesicular-arbuscular Fungi in Chinese Jujube Trees[J]. Journal of Agricultural University of Hebei, 1999, 22(4): 55-57.
- [12] 刘强, 陈玲, 邱家洲, 等. 污泥堆肥对园林植物生长及重金属积累的影响[J]. 同济大学学报: 自然科学版, 2010, 38(6): 870-875.  
LIU Qiang, CHEN Ling, QIU Jiazhou, et al. Effect of Sewage Sludge Compost on Growth and Heavy Meatal Accumulation in Horticultural Plants[J]. Journal of Tongji University: Natural Science, 2010, 38(6): 870-875.
- [13] 黄艺, 姜学艳, 陶澍. 菌根真菌对土壤有机污染物的生物降解[J]. 土壤与环境, 2002, 11(3): 221-226.  
HUANG Yi, JIANG Xueyan, TAO Shu. Contribution of mycorrhizal fungi to bio-degradation of POPs in soil: A review[J]. Soil and Environmental Sciences, 2002, 11(3): 221-226.
- [14] 王曙光, 林先贵. 菌根在污染土壤生物修复中的作用[J]. 农村生态环境, 2001, 17(1): 56-59.  
WANG Shuguang, LIN Xiangui. Effect of Mycorrhiza on Bioremediation of Polluted Soil[J]. Rural Eco-environment, 2001, 17(1): 56-59.
- [15] 申鸿, 刘于, 李小林, 等. 丛枝菌根真菌(*Glomus caledonium*)对铜污染土壤生物修复机理初探[J]. 植物营养与肥料学报, 2005, 11(2): 199-204.  
SHEN Hong, LIU Yu, LI Xiaolin et al. Influence of arbuscular mycorrhizal fungus (*Glomus caledonium*) on maize seedlings grown in copper contaminated soil[J]. Plant Nutrition and Fertilizing Science, 2005, 11(2): 199-204.
- [16] TumauK, Kottkel, Oberwinkler F. Element localization in myeorrhizal roots of *Peridium aquilinum* (L.) kuhn collected from experimental Plots treated with cadmium dust[J]. New Phytologist, 1993, 123:313-324.
- [17] Galli U, Schuepp H, B runold C. Heavy metal binding by myeorrhizal fungi[J]. Physiol Plantarum, 1994, 92:364-368.
- [18] 王红旗, 李华, 陆泗进. 羽叶鬼针草对 Pb 的吸收特性及修复潜力[J]. 环境科学, 2005, 26(6):143-147.  
WANG Hongqi, LI Hua, LU Sijin. Bidens maximowicziana's Adsorption Ability and Remediation Potential to Lead in Soils[J]. Environmental Science, 2005, 26(6): 143-147.

## Arbuscular mycorrhizal effect on *Echinochloa crusgalli* growth and heavy metal accumulation in application of sewage sludge compost

WEI Xiangying<sup>1,2</sup>, ZHANG Chunying<sup>1</sup>, WU Shaohua<sup>2</sup>, SUN Qiuling<sup>1,3</sup>, WANG Hong<sup>3</sup>

1. Shanghai Landscape and Gardening Research Institute, Shanghai 200232, China;

2. College of Horticulture, Fujian Agriculture and Forestry University, Fuzhou 350002, China;

3. Shanghai Bailonggang sewage treatment company limited, Shanghai 201203, China;

4. College of Landscape Architecture, Beijing Forestry University, Beijing 100083, China

**Abstract:** Coastal saline soil mixed with 0%, 20%, 40% and 60% (w/w) sewage sludge compost, respectively, was utilized as pot culture media. The influence of two Arbuscular mycorrhizal, *Glomus mosseae* and *Glomus intraradices*, on growth and Cu, Pb uptake of *Echinochloa crusgalli* cultured in pots filled with above media was studied. The soil without incubation of the Arbuscular mycorrhizal fungi was used as control. The results showed that mycorrhizal colonization rate of *E. crusgalli* seedlings cultured in soil containing compost was obviously higher than those in pure saline soil. Meanwhile, the biomass of *E. crusgalli* seedlings increased with the sludge content increasing. And the biomass of seedling in 40% and 60% sewage sludge was increased significantly by inoculation with AM fungi. Total Cu and Pb contents of plants were both increased when *E. crusgalli* seedlings were inoculated with AM fungi. Fungi incubation apparently enhanced Cu accumulation in root of *E. crusgalli* seedlings, and promoted Pb transporting from root to shoot. These results indicated that AM fungi incubation could promote the *E. crusgalli* growth and enhance Cu and Pb accumulation.

**Key words:** AM fungi; sewage sludge compost; *Echinochloa crusgalli*; phytoremediation