

鸡粪改良对铜尾矿基质中无机氮组分及3种豆科植物生长发育的影响

张宏^{1,2}, 沈章军^{1,3}, 阳贵德¹, 安宗胜¹, 孙庆业^{1*}

(1.安徽大学生命科学学院 安徽省生态工程与生物技术重点实验室,合肥 230039;2.江苏电大昆山学院,江苏 苏州 215300;3.合肥师范学院生命科学系,合肥 230061)

摘要 基质改良和耐性物种选择是重金属矿业废弃地生态修复的关键。本文通过室内盆栽试验,以4 kg尾矿为植物盆栽基质,分别加入腐熟鸡粪0、8、16、32 g混匀,记作MA0(CK)、MA8、MA16、MA32处理方式,研究不同比例腐熟鸡粪改良对铜尾矿基质中无机氮组分及3种豆科植物决明(*Cassia tora*)、田菁(*Sesbania cannabina*)、菽麻(*Crotalaria juncea*)生长发育的影响。结果表明,添加鸡粪改良处理后,3种豆科植物生长的尾矿基质中均以硝态氮为有效氮的主要形态,总无机氮含量为17.96~44.82 mg·kg⁻¹。其中菽麻MA32处理尾矿基质中铵态氮含量(5.31 mg·kg⁻¹)最高,菽麻MA16处理尾矿基质中硝态氮含量(43.06 mg·kg⁻¹)和总无机氮含量(44.82 mg·kg⁻¹)最高。MA16处理时,田菁和菽麻叶绿素a、叶绿素b、叶绿素a+b值均表现最大。3种豆科植物叶绿素a/b为0.92~1.08。在同一鸡粪比例处理中,菽麻叶绿素a、叶绿素b、叶绿素a+b值均显著高于决明和田菁($P<0.05$)。鸡粪改良铜尾矿基质能够促进3种豆科植物生长,植物株高、冠幅、根长均增加,并且随着生长期延长,增加明显。其中MA32处理菽麻70 d株高(94.40 cm)最大,阻止尾矿风蚀水蚀的效果最好。综合分析表明,MA16处理方式可作为鸡粪改良铜尾矿基质理想的比例模式,菽麻可作为铜尾矿生态修复优选植物种。

关键词 铜尾矿;基质改良;豆科植物;生态恢复

中图分类号:X713 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2011)11-2285-09

Effect of Chicken Manure-Amended on Inorganic Nitrogen Components of Copper Mine Tailings and Growing Development of Three Leguminous Species

ZHANG Hong^{1,2}, SHEN Zhang-jun^{1,3}, YANG Gui-de¹, AN Zong-sheng¹, SUN Qing-ye^{1*}

(1.Anhui Key Laboratory of Ecological Engineering and Biotechnology, School of Life Sciences, Anhui University, Hefei 230039, China; 2.Kunshan Academy, Jiangsu Radio and Television University, Suzhou 215300, China; 3.School of Life Sciences, Hefei Normal University, Hefei 230061, China)

Abstract Substrate amendment and tolerant species selection is the key to the ecological restoration for heavy metals mining wastelands. In this work, several potted tests were performed using 4 kg tailings as the substrate to explore the effects of different proportions of composted chicken manure-amended on inorganic nitrogen components of copper mine tailings and growing development of three legumes (*Cassia tora*, *Sesbania cannabina* and *Crotalaria juncea*). In each test, four levels of compost chicken manure were added at 0 g, 8 g, 16 g, and 32 g, respectively and the treatment numbers were recorded as MA0(CK), MA8, MA16 and MA32, respectively. After adding chicken manure, the main form of available nitrogen in the tailings substrate of three legumes was nitrate nitrogen and total inorganic nitrogen content achieved 17.96~44.82 mg·kg⁻¹. Among these, the content of ammonium nitrogen (5.31 mg·kg⁻¹) reached the highest in the tailings substrate of *C. juncea* MA32 treatment and the content of nitrate nitrogen (43.06 mg·kg⁻¹) and total inorganic nitrogen (44.82 mg·kg⁻¹) were the highest in the tailings substrate of *C. juncea* MA16 treatment. The highest contents for chlorophyll a, chlorophyll b and chlorophyll a+b were observed in MA16 treatment of *S. cannabina* and *C. juncea*. The ratios of chlorophyll a/b was 0.92~1.08 in three legumes. In the same chicken manure proportion treatment, the contents for chlorophyll a, chlorophyll b and chlorophyll a+b of *C. juncea* were significant higher than those of *C. to-*

收稿日期 2011-05-20

基金项目 环保公益性行业科研专项(201009041-02) 国家高技术研究发展计划(863)资助项目(2006AA06Z359)

作者简介 张宏(1973—),男,博士研究生,副教授,主要从事矿业废弃地生态修复研究。E-mail zhh20090@sina.com

* 通讯作者 孙庆业 E-mail sunqingye@ahu.edu.cn

ra and *S. cannabina* ($P < 0.05$). Chicken manure-amended copper mine tailings substrate could promote three legumes growth by improving its height, crown width and root length, increased significantly along with the growth period extended. The plant height (94.40 cm) of *C. juncea* on the 70th day was the highest and the effect to prevent tailings wind-water erosion was the best in MA32 treatment. These results demonstrate that the MA16 treatment was a suitable method for copper mine tailings amendment with chicken manure and *Crotalaria juncea* was found to be the favorable plant for ecological restoration of copper mine tailings.

Keywords: copper tailings; chicken manure amendment; leguminous plants; ecological restoration

铜尾矿基质作为生境来说是十分极端的,如物理性质不良(极端的水湿条件和温度变化等)、贫瘠(有机质、N含量极低或无)、重金属毒害等,不利于植物生长、定居^[1-2]。

氮素是土壤养分的重要组成部分,不仅限制着植物的生长发育,而且对植物群落乃至生态系统的发展、演化也产生重要影响^[3]。土壤中的氮主要以有机和无机两种形态存在,无机氮主要为铵态氮和硝态氮,是植物可利用性氮的主要形式。研究表明,植物生长能够增加铜尾矿基质中N、P等主要养分积累^[4],且不同植物对于尾矿基质中N、P等营养成分的增加具有不同的影响^[5]。但关于铜尾矿废弃地基质改良后植物生长对土壤无机氮组分的影响以及基质改良和植物生长发育之间相关性的研究报道不多。

铜陵是我国六大铜业基地之一,区内堆存着大量矿业废弃物,形成大面积矿业废弃地,对当地的社会、经济和生态环境造成严重影响。目前,国内外关于重金属矿业废弃地生态恢复主要采用人工辅助措施,即通过基质改良和耐性物种筛选方法在重金属矿业废弃地上建立人工植被^[6]。在人工辅助生态恢复过程中,耐性植物尤其是具有固氮作用的豆科植物的选择受到特别的重视^[7-8]。这是由于豆科植物所固定的氮素不仅供其自身需要,还可以供给其他非豆科植物^[9]。野外调查表明,在铜陵铜尾矿废弃地上自然定居着多种豆科植物,如马棘(*Indigofera pseudotinctoria*)、天蓝苜蓿(*Medicago lupulina*)、鸡眼草(*Kummerowia striata*)、黄香草木樨(*Melilotus officinalis*)等^[10]。同时,在尾矿基质中添加富含有机质材料(如污泥、堆肥、禽粪等),改良效果好、改良成本也较低^[11]。Ye等^[12]研究了2种田菁属植物(*Sesbania rostrata*和*Sesbania cannabina*)在活性污泥改良后的铅锌尾矿上的生长状况,发现前者更适合于尾矿废弃地生态恢复。

决明(*Cassia tora*)、田菁(*Sesbania cannabina*)、菘麻(*Crotalaria juncea*)是3种大型豆科草本植物,决明的种子(决明子)是良好的中药材^[13],田菁和菘麻是良好的绿肥^[14],这3种植物在安徽广泛分布或栽培^[15]。本

研究选择上述3种豆科植物,以养殖废弃物鸡粪作为改良材料,通过室内盆栽试验,研究添加鸡粪对铜尾矿基质中无机氮组分及豆科植物生长发育的影响,以便为铜尾矿废弃地的人工生态修复提供理论参考。

1 材料和方法

1.1 盆栽试验

1.1.1 试验材料

铜尾矿取自铜陵杨山冲尾矿库内。尾矿基质基本性质为:pH7.61,氨氮 $2.30 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,硝态氮 $91.20 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,总氮 $233.33 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,有效磷 $12.70 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,总磷 $5.228 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$,有效态铜 $35.88 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,有效态锌 $4.49 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。鸡粪取自合肥郊区养鸡场。决明、田菁、菘麻3种植物种子来自野外采集,同种植物种子采自野外同一生境。试验前选择大小均匀、颗粒饱满、成熟度一致的种子,并剔除有虫蚀和裂口等病虫害颗粒种子,保证种子的一致性。

1.1.2 盆栽方法

尾矿和鸡粪自然风干,均过2 mm筛。以4 kg尾矿为植物盆栽基质,按照倍增规律分别加入腐熟鸡粪0、8、16、32 g,记作MA0(CK)、MA8、MA16、MA32处理方式。这一鸡粪添加比例设定有利于在铜陵尾矿区进行大面积的人工生态修复,开展实践应用。鸡粪混合后装入直径为20 cm、深为30 cm的塑料花盆中,放置1周备用。

将3种植物种子用自来水冲洗数次后再用蒸馏水冲洗3次,播种于盆中,深0.5~1.0 cm,每盆30粒,种子萌发后每盆保留5株健壮植株,定期浇水、测定。每种处理方式设置4个重复,3种植物共栽植48盆,生长时间为70 d。试验在安徽大学生命科学院植物园进行。

1.2 样品处理和分析方法

1.2.1 植物生长状况测定

自播种后第28 d开始每周测量1次各株的株高、冠幅。生长至第70 d时,小心将植株与栽培基质分离开,用自来水和蒸馏水将植株根系上的尾矿清洗

干净,测量根长。

1.2.2 尾矿基质样品的处理

栽培结束后的尾矿基质风干后,研磨、过筛,用于基质基本理化性质分析。

1.2.3 分析方法

pH 值用 pH 计测定(尾矿_w:水_v=1 g:5 mL);含水量用烘干法进行测定,尾矿基质中无机氮以 2 mol·L⁻¹ KCl 提取(尾矿_w:溶液_v=1 g:5 mL),振荡 30 min 后过滤,滤液中的铵态氮、硝态氮和亚硝态氮含量分别用苯酚-次氯酸钠分光光度法、紫外分光光度法和 N-1 萘-乙二胺比色法测定^[16];尾矿基质总氮、有效磷分别采用高氯酸-硫酸消化凯氏定氮法、碳酸氢钠提取-钼锑抗比色法测定^[17];有效态重金属 Cu、Zn 测定采用醋酸铵提取,ICP-AES 测定^[18];叶绿素含量采用丙酮和乙醇混合液(1:1)浸提,分光光度法测定^[19]。

1.3 数据的处理和分析

试验数据用 SPSS13.0 软件处理,采用 One-Way ANOVA(Duncan 检验)进行多重比较($P<0.05$),双变量相关分析采用 Pearson 相关系数。

2 结果与分析

2.1 鸡粪改良处理栽种豆科植物后对尾矿基质无机氮组分含量的影响

由表 1 可看出,添加鸡粪改良处理后,3 种豆科植物生长的尾矿基质中总无机氮含量为 17.96~44.82 mg·kg⁻¹。决明 MA32 处理组尾矿基质中总无机氮含量(27.08 mg·kg⁻¹)高于未添加鸡粪处理组(CK)的含量(25.30 mg·kg⁻¹);田菁 MA8 处理组尾矿基质中总无机氮含量(28.21 mg·kg⁻¹)和 MA32 处理组尾矿基质中总无机氮含量(27.54 mg·kg⁻¹)高于未添加鸡粪处理组(CK)的含量(26.74 mg·kg⁻¹);菽麻 MA16 处理组尾矿基质中总无机氮含量(44.82 mg·kg⁻¹)高于未添加鸡粪处理组(CK)的含量(33.10 mg·kg⁻¹)。

栽培 3 种豆科植物的尾矿基质中均以硝态氮为有效氮的主要形态。添加鸡粪改良处理后,尾矿基质中铵态氮含量表现为:决明未添加鸡粪处理时为 2.60 mg·kg⁻¹,鸡粪改良后为 2.60~3.13 mg·kg⁻¹;田菁未添加鸡粪处理时为 2.24 mg·kg⁻¹,鸡粪改良后为 1.90~2.54 mg·kg⁻¹;菽麻未添加鸡粪处理时为 1.29 mg·kg⁻¹,鸡粪改良后为 1.69~5.31 mg·kg⁻¹。添加鸡粪改良处理后,尾矿基质中硝态氮含量表现为:决明未添加鸡粪处理时为 22.09 mg·kg⁻¹,鸡粪改良后为 15.28~23.88 mg·kg⁻¹;田菁未添加鸡粪处理时为 24.24 mg·kg⁻¹,鸡

粪改良后为 22.15~26.30 mg·kg⁻¹;菽麻未添加鸡粪处理时为 31.47 mg·kg⁻¹,鸡粪改良后为 21.47~43.06 mg·kg⁻¹。亚硝态氮在栽培 3 种豆科植物的尾矿基质中含量均较低,从未检测到 0.62 mg·kg⁻¹。统计分析表明,仅菽麻 MA32 处理组尾矿基质中铵态氮含量与未添加鸡粪处理组(CK)有显著差异($P<0.05$)。

由表 1 还可看出,在同一鸡粪比例处理方式中,MA32 处理时,栽培 3 种豆科植物的尾矿基质中铵态氮含量均达到最大值,其中菽麻尾矿基质中铵态氮含量为 5.31 mg·kg⁻¹,显著高于决明和田菁($P<0.05$)。MA16 处理时,菽麻尾矿基质中硝态氮和总无机氮达最大值,分别为 43.06 mg·kg⁻¹ 和 44.82 mg·kg⁻¹。

2.2 鸡粪改良处理对豆科植物体内叶绿素含量的影响

对植物叶绿素含量进行检测发现(表 2),叶绿素 a 含量表现为:田菁未添加鸡粪处理时为 0.79 mg·g⁻¹,鸡粪改良处理后为 0.51~0.81 mg·g⁻¹;菽麻未添加鸡粪处理时为 1.05 mg·g⁻¹,鸡粪改良处理后为 1.00~1.15 mg·g⁻¹。叶绿素 b 含量表现为:田菁未添加鸡粪处理时为 0.76 mg·g⁻¹,鸡粪改良处理后为 0.48~0.80 mg·g⁻¹;菽麻未添加鸡粪处理时为 1.04 mg·g⁻¹,鸡粪改良处理后为 1.04~1.25 mg·g⁻¹。叶绿素 a+b 值表现为:田菁未添加鸡粪处理时为 1.56 mg·g⁻¹,鸡粪改良处理后为 0.99~1.61 mg·g⁻¹;菽麻未添加鸡粪处理时为 2.09 mg·g⁻¹,鸡粪改良处理后为 2.04~2.40 mg·g⁻¹。MA16 处理时,田菁和菽麻叶绿素 a、叶绿素 b、叶绿素 a+b 值均表现最大。3 种豆科植物叶绿素 a/b 为 0.92~1.08。统计分析表明,菽麻 MA16 处理组叶绿素 b 与未添加鸡粪处理组(CK)有显著差异($P<0.05$)。

在同一鸡粪比例处理方式中,菽麻叶绿素 a、叶绿素 b、叶绿素 a+b 值均显著高于决明和田菁($P<0.05$)。叶绿素 a、叶绿素 b、叶绿素 a+b 值在 MA8、MA16 处理时均表现为菽麻>田菁>决明,在 MA32 处理时均表现为菽麻>决明>田菁。

2.3 鸡粪改良处理对豆科植物株高的影响

从图 1 可以看出,添加鸡粪改良处理后,第 28 d 时株高表现为:决明未添加鸡粪处理时为 3.29 cm,鸡粪改良后为 3.74~4.33 cm;田菁未添加鸡粪处理时为 3.58 cm,鸡粪改良后为 3.31~4.77 cm;菽麻未添加鸡粪处理时为 18.20 cm,鸡粪改良后为 17.05~23.75 cm。添加鸡粪改良处理后,第 42 d 时株高表现为:决明未添加鸡粪处理时为 5.18 cm,鸡粪改良后为 6.40~7.65 cm;田菁未添加鸡粪处理时为 4.75 cm,鸡粪改良后为 5.45~11.80 cm;菽麻未添加鸡粪处理时为 22.50

表 1 不同改良方式下尾矿无机氮组分($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)Table 1 Inorganic nitrogen components to copper mine tailings under different amendments($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)

植物 Plants	处理 Treatments	铵态氮 Ammonium nitrogen	硝态氮 Nitrate nitrogen	亚硝态氮 Nitrite nitrogen	总无机氮 Total inorganic nitrogen
决明 <i>C. tora</i>	MA0(CK)	2.60±0.61aB	22.09±11.79aA	0.62±0.28bB	25.30±11.35aA
	MA8	2.60±0.84aA	15.28±6.55aA	0.17±0.01a	17.96±7.15aA
	MA16	3.02±1.02aB	18.02±10.10aA	0.43±0.14abB	21.47±9.83aA
	MA32	3.13±0.23aA	23.88±14.00aA	0.16±0.07a	27.08±13.99aA
田菁 <i>S.cannabina</i>	MA0(CK)	2.24±0.25aB	24.24±1.87aA	0.20±0.06aA	26.74±1.85aA
	MA8	1.90±0.69aA	26.30±11.76aA	—	28.21±11.96aA
	MA16	2.44±0.47aAB	22.15±9.76aA	0.28±0.11aAB	24.84±9.28aA
	MA32	2.54±0.23aA	24.83±11.87aA	0.33±0.07a	27.54±11.91aA
菽麻 <i>C. juncea</i>	MA0(CK)	1.29±0.73aA	31.47±3.25abA	0.28±0.01aAB	33.10±2.30aA
	MA8	2.86±0.20aA	21.47±6.47aA	0.39±0.08a	24.54±6.60aA
	MA16	1.69±0.55aA	43.06±18.93bA	0.16±0.02aA	44.82±19.41aA
	MA32	5.31±2.32bB	27.15±3.61abA	—	32.46±5.53aA

注 表中同列内不同小写字母表示同一植物各处理间的差异达 0.05 显著水平,同列内不同大写字母表示同一处理各植物间的差异达 0.05 显著水平。— 表示未检出。下同。

Notes Different small letters in the same column indicate significant difference at 0.05 level of the different treatments in the same plant ,Different capital letters in the same column indicate significant difference at 0.05 level of the different plants in the same treatment. — Means not detected. The same below.

表 2 不同改良方式下 3 种豆科植物体内叶绿素含量

Table 2 The chlorophyll content of three legume species under different amendments

植物 Plants	处理 Treatments	叶绿素 a Chlorophyll a/ $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$	叶绿素 b Chlorophyll b/ $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$	叶绿素 a+b Chlorophyll a+b/ $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$	叶绿素 a/b
决明 <i>C. tora</i>	MA0(CK)	0.69±0.05aA	0.70±0.06aA	1.39±0.08aA	1.00±0.10aA
	MA8	0.65±0.10aA	0.63±0.09aA	1.28±0.19aA	1.04±0.04aA
	MA16	0.65±0.08aA	0.64±0.10aA	1.29±0.18aA	1.02±0.05aB
	MA32	0.61±0.12aA	0.65±0.11aA	1.26±0.22aA	0.94±0.08aA
田菁 <i>S.cannabina</i>	MA0(CK)	0.79±0.09bA	0.76±0.10bA	1.56±0.19bA	1.04±0.05aA
	MA8	0.68±0.17abA	0.67±0.15abA	1.35±0.31abA	1.02±0.07aA
	MA16	0.81±0.13bA	0.80±0.17bA	1.61±0.31bA	1.03±0.07aB
	MA32	0.51±0.07aA	0.48±0.07aA	0.99±0.14aA	1.08±0.03aB
菽麻 <i>C. juncea</i>	MA0(CK)	1.05±0.08aB	1.04±0.08aB	2.09±0.16abB	1.01±0.04bA
	MA8	1.09±0.06aB	1.12±0.08abB	2.21±0.14abB	0.98±0.01bA
	MA16	1.15±0.06aB	1.25±0.07bB	2.40±0.14bB	0.92±0.01aA
	MA32	1.00±0.15aB	1.04±0.18aB	2.04±0.33aB	0.97±0.04bA

cm,鸡粪改良后为 25.35~37.40 cm。添加鸡粪改良处理后,第 56 d 时株高表现为:决明未添加鸡粪处理时为 6.73 cm,鸡粪改良后为 9.25~12.47 cm;田菁未添加鸡粪处理时为 5.48 cm,鸡粪改良后为 9.43~22.55 cm;菽麻未添加鸡粪处理时为 30.25 cm,鸡粪改良后为 43.60~61.85 cm。添加鸡粪改良处理后,第 70 d 时株高表现为:决明未添加鸡粪处理时为 10.75 cm,鸡粪改良后为 15.55~21.80 cm;田菁未添加鸡粪处理时为 11.76 cm,鸡粪改良后为 17.80~40.05 cm;菽麻未添加鸡粪处理时为 50.00 cm,鸡粪改良后为 71.40~94.40 cm。

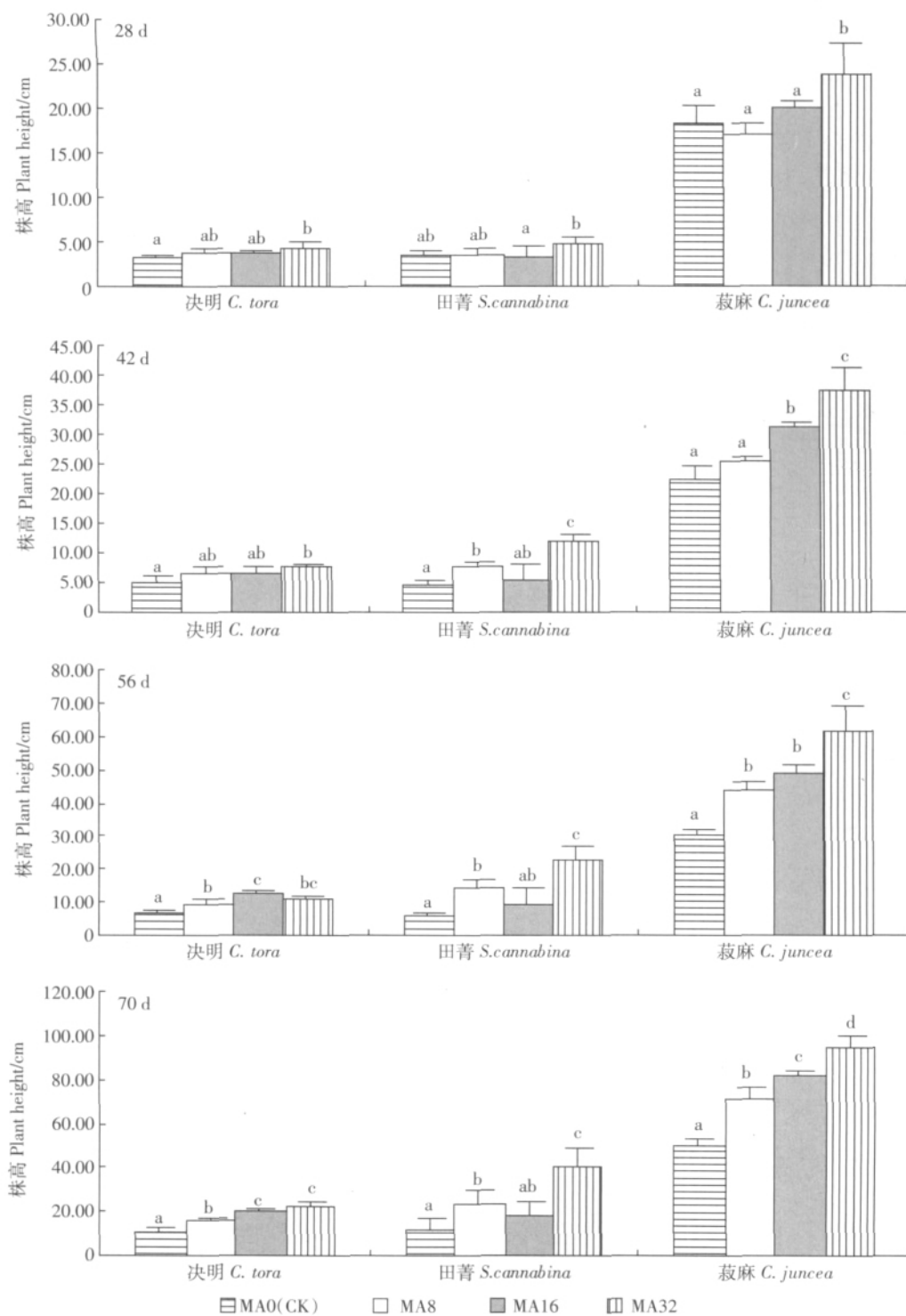
统计分析表明,第 28 d 时,仅决明、田菁和菽麻 MA32 处理组株高与未添加鸡粪处理组(CK)有显著差异($P<0.05$);第 42 d 时,仅决明 MA32 处理组、田菁 MA8 及 MA32 处理组、菽麻 MA16 及 MA32 处理组株高与未添加鸡粪处理组(CK)有显著差异($P<0.05$);第 56 d 和第 70 d 时,除田菁 MA16 处理组株高与未添加鸡粪处理组(CK)无显著差异($P>0.05$)外,其余各鸡粪处理组株高均与未添加鸡粪处理组(CK)有显著差异($P<0.05$)。

2.4 鸡粪改良处理对豆科植物冠幅的影响

从图 2 可以看出,添加鸡粪改良处理后,第 42 d

时冠幅表现为:决明未添加鸡粪处理时为 5.83 cm,鸡粪改良后为 7.65~9.38 cm;田菁未添加鸡粪处理时为 3.49 cm,鸡粪改良后为 4.88~8.45 cm;菽麻未添加鸡粪处理时为 5.80 cm,鸡粪改良后为 7.45~9.60 cm。添

加鸡粪改良处理后,第 49 d 时冠幅表现为:决明未添加鸡粪处理时为 7.23 cm,鸡粪改良后为 8.55~12.65 cm;田菁未添加鸡粪处理时为 4.15 cm,鸡粪改良后为 6.50~12.80 cm;菽麻未添加鸡粪处理时为 5.95 cm,鸡



(注:图中不同小写字母表示差异达 0.05 显著水平 Different small letters in the figure meant significant difference at 0.05 level. 下同 The same below.)

图 1 鸡粪改良对植物株高的影响(第 28、42、56、70 d)

Figure 1 The effects of chicken manure amelioration on plant height(the 28th,42th,56th and 70th day)

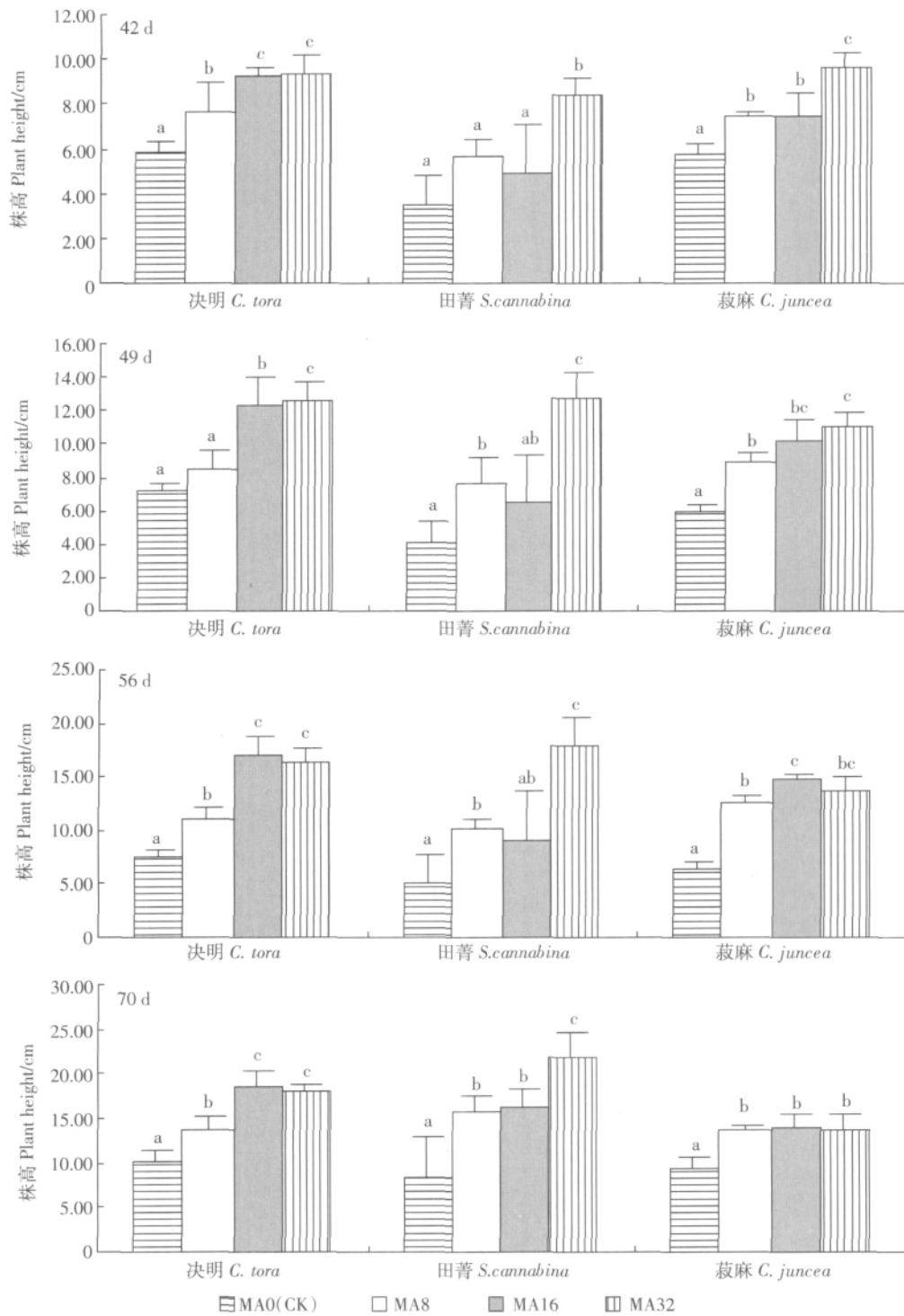


图2 鸡粪改良对植物冠幅的影响(第42、49、56、70 d)

Figure 2 The effects of chicken manure amelioration on crown width (the 42th, 49th, 56th and 70th day)

粪改良后为 8.85~11.00 cm。添加鸡粪改良处理后,第 56 d 时冠幅表现为:决明未添加鸡粪处理时为 7.60 cm,鸡粪改良后为 11.10~17.00 cm;田菁未添加鸡粪处理时为 5.15 cm,鸡粪改良后为 9.18~17.95 cm;菘麻未添加鸡粪处理时为 6.35 cm,鸡粪改良后为

12.65~14.75 cm。添加鸡粪改良处理后,第 70 d 时冠幅表现为:决明未添加鸡粪处理时为 10.05 cm,鸡粪改良后为 13.85~18.60 cm;田菁未添加鸡粪处理时为 8.50 cm,鸡粪改良后为 15.80~21.95 cm;菘麻未添加鸡粪处理时为 9.35 cm,鸡粪改良后为 13.70~

14.00 cm。

统计分析表明,除第42 d时田菁 MA16 及 MA32 处理组、第49 d时决明 MA8 及田菁 MA16 处理组、第56 d时田菁 MA16 处理组冠幅与未添加鸡粪处理组(CK)无显著差异($P>0.05$)外,其余各鸡粪处理组冠幅均与未添加鸡粪处理组(CK)有显著差异($P<0.05$)。

2.5 鸡粪改良处理对豆科植物根长的影响(第70 d)

从图3可以看出,添加鸡粪改良处理后,根长表现为:决明未添加鸡粪处理时为17.50 cm,鸡粪改良后为29.00~45.00 cm;田菁未添加鸡粪处理时为14.75 cm,鸡粪改良后为31.50~36.75 cm;菘麻未添加鸡粪处理时为16.00 cm,鸡粪改良后为24.75~37.50 cm。

统计分析表明,除决明 MA8、MA16 处理组根长与未添加鸡粪处理组(CK)无显著差异($P>0.05$)外,其余各鸡粪处理组根长均与未添加鸡粪处理组(CK)有显著差异($P<0.05$)(图3)。

3 讨论

自然植被所需氮素基本上依赖于土壤供给,其中无机氮是植物可利用性氮的主要形式,直接影响到陆地生态系统的生产力^[20]。不同群落下土壤中总无机氮含量与土壤理化性质及微生物性质的差异有关^[21]。本研究发现,鸡粪改良后菘麻 MA16 处理组尾矿基质中总无机氮由未添加鸡粪时的 $33.10 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 增大到 $44.82 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,表明鸡粪改良尾矿基质能够增加总无机氮含量。安宗胜等^[22]研究铜陵杨山冲铜尾矿废弃地发现,裸地中无机氮以铵态氮为主,而植物群落下尾矿中无机氮以硝态氮为主。本研究也发现,3种豆科植物尾矿基质中均以硝态氮为有效氮的主要形态,且硝态氮含量远高于安宗胜研究结果,而铵态氮含量较

低,亚硝态氮含量则更低,甚至未检出。这可能有两方面原因:一是植物生长有利于增强硝化作用,其作用机理可能是植物生长能增加基质中水分和氧气含量,好氧条件下土壤中硝化细菌的数量迅速增加,提高了土壤的硝化活性^[23];二是鸡粪中可能含有大量具有硝化活性的微生物,提高了土壤的硝化速率,从而促进了土壤的硝化作用^[24]。MA32 处理时菘麻尾矿基质中铵态氮含量、MA16 处理时菘麻尾矿基质中硝态氮和总无机氮含量均高于决明、田菁,说明菘麻生长更有利于尾矿基质中有效态氮含量的提高。

叶绿素是光合作用的物质基础,叶绿素的含量对光合作用直接产生影响^[25]。叶绿素中又以叶绿素 a 为重要色素,叶绿素 b 和类胡萝卜素等都是辅助色素。与叶绿素含量相比,叶绿素 a/b 是衡量叶片对重金属耐受性的一个相对敏感的生理指标^[26]。大多数情况下,叶绿素 a 对叶绿素 b 的比值是 3:1^[27]。在本试验中,3种豆科植物叶绿素 a/b 在 0.92~1.08 之间,表明在相同处理条件下叶绿素 a 所受到的重金属伤害比叶绿素 b 大,这是因为重金属首先破坏叶绿素 a 的缘故,具体作用机理可能是重金属抑制原叶绿素酸酯还原酶合成和影响了氨基酮戊酸的合成^[28-29]。MA16 处理时,田菁和菘麻叶绿素 a、叶绿素 b、叶绿素 a+b 值均表现最大,说明鸡粪改良能够缓解尾矿基质中重金属对叶片的毒害作用,有利于提高叶片光合作用的能力,这与袁敏等^[30]的研究结论一致。在同一鸡粪比例处理中,菘麻叶绿素 a、叶绿素 b、叶绿素 a+b 值均显著高于决明和田菁,说明菘麻光合作用能力最强。

利用有机废弃物如生活垃圾、污泥等能够成功地促进金属废弃地植被修复^[31]。Santibanez 等^[32]、Odell 等^[33]研究均表明,添加有机废弃物如生活污水、堆肥等改良铜尾矿基质能有效促进植物生长,增加植物株

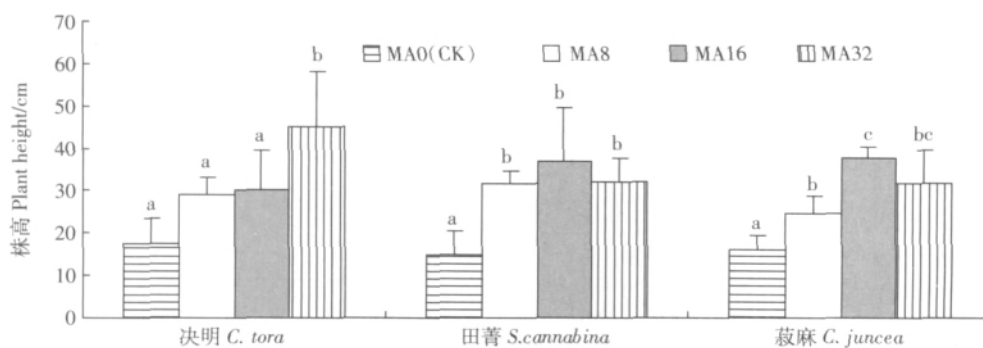


图3 鸡粪改良对植物根长的影响(第70 d)

Figure 3 The effects of chicken manure amelioration on root length(the 70th day)

高、冠幅、根长。在本研究中,鸡粪改良铜尾矿基质能够促进3种豆科植物生长,提高植物株高、冠幅、根长,并且随着生长期延长,增加明显。N缺乏是尾矿基质中植物生长的首要限制因子,所以保障充足的N素供应对于尾矿植被重建是非常关键的。P也是植物生长的必要营养元素,同样是尾矿植被重建的一个限制因子。而腐熟鸡粪中富含有机质和N、P等营养元素^[34],鸡粪改良后基质中N、P养分供给增加,有利于植物生长,株高、冠幅、根长等形态学指标均随之增大。本研究还发现,未添加鸡粪处理组植物根系均呈发育不良或坏死症状,出现了形似“狮尾”的变形畸形根,反映出高Cu浓度的毒害作用。Cu、Zn是植物生长必需的微量元素,但在生长基质中大量存在时就会产生毒害作用,重金属毒性是制约先锋植物在铜尾矿上定居的主要限制因子之一^[35]。Khatun等^[36]、Monni等^[37]研究均表明,铜尾矿基质中Cu等重金属对植物根系产生的毒害作用更大,这可能是因为植物根系首先接触重金属,是最直接的受害部位。运用有机质改良措施(如生活污水、生物肥料等)能够明显降低土壤中重金属的生物有效性,减少重金属对植物的毒害^[38-39],这是由于有机肥中的腐殖质能够通过络合、螯合反应固定重金属,显著降低基质中有效态金属积累^[40]。植物种的选择是铜尾矿植被重建的关键之一。在本研究中,MA32处理时菽麻70d株高为94.40cm,分别是决明、田菁同期株高的4.33倍和2.36倍。从尾矿废弃地的复垦角度来看,在相同的生长期内,植株高大的物种应作为首选的物种。这是因为株高越大其盖度越大,阻止尾矿风蚀水蚀的效果就越好,所以从3种植物的株高来看,菽麻可作为铜尾矿复垦优先选择的物种。

4 结论

鸡粪改良铜尾矿基质能增加总无机氮含量,促进3种豆科植物生长。MA16处理具有改良作用,并且改良成本较低,可作为鸡粪改良铜尾矿基质理想的比例模式,菽麻可作为铜尾矿生态修复优先选择植物种。

参考文献:

[1] Conesa H M, Robinson B H, Schulin R, et al. Growth of *Lygeum spartum* in acid mine tailings: Response of plants developed from seedlings, rhizomes and at field conditions[J]. *Environmental Pollution*, 2007, 145: 700-707.

[2] Teng Y, Luo Y M, Huang C Y, et al. Tolerance of grasses to heavy metals and microbial functional diversity in soils contaminated with copper mine tailings[J]. *Pedosphere*, 2008, 18(3): 363-370.

[3] Hurek T, Reinhold-Hurek B. *Azoarcus* sp. Strain BH72 as a model for nitrogen-fixing grass endophytes[J]. *Journal of Biotechnology*, 2003, 106(2-3): 169-178.

[4] Yang S X, Liao B, Li J T, et al. Acidification, heavy metal mobility and nutrient accumulation in the soil-plant system of a revegetated acid mine wasteland[J]. *Chemosphere*, 2010, 80: 852-859.

[5] Lei D M, Duan C Q. Restoration potential of pioneer plants growing on lead-zinc mine tailings in Lanping, Southwest China[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2008, 20: 1202-1209.

[6] Tordoff G M, Baker A J M, Willis A J. Current approaches to the revegetation and reclamation of metalliferous mine wastes[J]. *Chemosphere*, 2000, 41: 219-228.

[7] Reichman S M. The potential use of the legume-rhizobium symbiosis for the remediation of arsenic contaminated sites[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2007, 39: 2587-2593.

[8] Yang B, Shu W S, Ye Z H, et al. Growth and metal accumulation in wetter and two *Sesbania* species on lead/zinc mine tailings[J]. *Chemosphere*, 2003, 52: 1593-1600.

[9] 张志权, 束文圣, 廖文波, 等. 豆科植物与矿业废弃地植被恢复[J]. 生态学杂志, 2002, 21(2): 47-52.

ZHANG Zhi-quan, SHU Wen-sheng, LIAO Wen-bo, et al. Role of legume species in revegetation of mined wastelands[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2002, 21(2): 47-52.

[10] 王友保, 张莉, 刘登义, 等. 铜陵铜尾矿库植被状况分析[J]. 生态学杂志, 2004, 23(1): 135-139.

WANG You-bao, ZHANG Li, LIU Deng-yi, et al. Analysis of vegetation state in the copper tailing yard in Tongling[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2004, 23(1): 135-139.

[11] Li M S. Ecological restoration of mineland with particular reference to the metalliferous mine wasteland in China: A review of research and practice[J]. *Science of the Total Environment*, 2006, 357: 38-53.

[12] Ye Z H, Yang Z Y, Chan G Y S, et al. Growth response of *Sesbania rostrata* and *S. cannabina* to sludge-amended lead/zinc mine tailings, a greenhouse study[J]. *Environment International*, 2001, 26: 449-455.

[13] 朱霞, 胡勇, 王晓丽, 等. 几种植物生长调节剂对决明种子萌发及幼苗生长的影响[J]. 作物杂志, 2010, 1: 46-48.

ZHU Xia, HU Yong, WANG Xiao-li, et al. Effects of several plant growth regulators on seed germinating and seedling growth of *Cassia* seed[J]. *Crops*, 2010, 1: 46-48.

[14] 高惠林, 高扬, 王朝晖, 等. 湖南野生豆类牧草资源调查初报[J]. 草业科学, 2007, 24(12): 52-56.

GAO Hui-lin, GAO Yang, WANG Zhao-hui, et al. Primary report of wild forage legume resource investigation in Hunan Province[J]. *Prata-cultural Science*, 2007, 24(12): 52-56.

[15] 《安徽植物志》协作组. 安徽植物志[M]. 合肥: 安徽科学技术出版社, 1985.

Cooperative Research Group on Flora of Anhui. Flora of Anhui[M]. Hefei: Anhui Science and Technology Press, 1985.

[16] 刘光松. 土壤理化分析与剖面描述[M]. 北京: 中国标准出版社, 1996: 33-37.

LIU Guang-song. Soil physical, chemical analysis and description of soil profiles[M]. Beijing: Standards Press of China, 1996: 33-37.

[17] 中国科学院南京土壤研究所. 土壤理化分析[M]. 上海: 上海科学技术出版社, 1978.

Nanjing Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences. Physical and chemical analysis of soil[M]. Shanghai: Shanghai Science and

- Technology Press, 1978.
- [18] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 1999.
- LU Ru-kun. Soil agricultural chemical analysis method[M]. Beijing: China's Agricultural Science and Technology Press, 1999.
- [19] 郝再彬, 苍晶, 徐仲, 等. 植物生理实验[M]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学出版社, 2004.
- HAO Zai-bin, CANG Jing, XU Zhong, et al. Plant physiology experiments[M]. Harbin: Harbin Institute of Technology Press, 2004.
- [20] 韩兴国, 李凌浩, 黄建辉. 生物地球化学概论[M]. 北京: 高等教育出版社, 1999: 197-244.
- HAN Xing-guo, LI Ling-hao, HUANG Jian-hui. An introduction to biogeochemistry[M]. Beijing: Chinese Higher Education Press, 1999: 197-244.
- [21] 莫江明, 彭少麟, 方运霆, 等. 鼎湖山马尾松针阔叶混交林土壤有效氮动态的初步研究[J]. 生态学报, 2001, 21(3): 492-497.
- MO Jiang-ming, PENG Shao-lin, FANG Yun-ting, et al. A preliminary study on the dynamics of bio-available nitrogen in soils of pine-broadleaf mixed forest in Dinghushan biosphere reserve[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2001, 21(3): 492-497.
- [22] 安宗胜, 詹婧, 孙庆业. 自然植物群落形成过程中铜尾矿废弃地氮素组分的变化[J]. 生态学报, 2010, 30(21): 5958-5966.
- AN Zong-sheng, ZHANG Jing, SUN Qing-ye. Changes of nitrogen components in wastelands of copper mine tailings with the formation of natural plant communities[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2010, 30(21): 5958-5966.
- [23] 李思亮, 刘从强, 肖化云. 地表环境氮循环过程中微生物作用及同位素分馏研究综述[J]. 地质地球化学, 2002, 30(4): 40-45.
- LI Si-liang, LIU Cong-qiang, XIAO Hua-yun. Microbial effect on nitrogen cycle and nitrogen isotope fractionation on the earth's surface: A review[J]. *Geology Geochemistry*, 2002, 30(4): 40-45.
- [24] 范晓晖, 朱兆良. 旱地土壤中的硝化-反硝化作用[J]. 土壤通报, 2002, 33(5): 385-391.
- FAN Xiao-hui, ZHU Zhao-liang. Nitrification and denitrification in upland soils[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2002, 33(5): 385-391.
- [25] 吕玉兰, 黄家雄, 王跃全. 镁肥对台湾青枣叶片叶绿素含量和果实品质的影响[J]. 热带农业科学, 2010, 30(12): 17-19.
- LÜ Yu-lan, HUANG Jia-xiong, WANG Yue-quan. Effects of magnesium fertilizer on chlorophyll content of leaves and fruit quality of *Ber (Zizyphus mauritiana Lam.)* [J]. *Chinese Journal of Tropical Agriculture*, 2010, 30(12): 17-19.
- [26] 谢建春, 赵娟, 杨世勇. 铜尾矿对油菜生长和生理功能的影响[J]. 生态与农村环境学报, 2009, 25(2): 74-79.
- XIE Jian-chun, ZHAO Juan, YANG Shi-yong. Effects of copper mine tailings on growth and physiological functions of *Brassica campestris* [J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2009, 25(2): 74-79.
- [27] 杨世杰. 植物生物学[M]. 北京: 科学出版社, 2000.
- YANG Shi-jie. Biology of plants[M]. Beijing: Science Press, 2000.
- [28] 孙健, 铁柏清, 钱湛, 等. Cd、Pb、Cu、Zn、As 复合污染对杂交水稻苗的联合生理毒性效应及临界值[J]. 土壤通报, 2006, 37(5): 981-985.
- SUN Jian, TIE Bai-qing, QIAN Zhan, et al. The combined eco-toxicological effect of Cd, Pb, Cu, Zn and As pollution on a hybrid rice seedling and the critical value[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2006, 37(5): 981-985.
- [29] Stobart A K, Griffiths W T, Ameen-Bukhari I, et al. The effect of Cd²⁺ on the biosynthesis of chlorophyll in leaves of barley[J]. *Plant Physiology*, 1985, 63: 293-298.
- [30] 袁敏, 铁柏清, 唐美珍, 等. 改良剂对铅锌尾矿污染土壤上龙须草生长和叶片叶绿素含量的影响[J]. 农村生态环境, 2005, 21(4): 54-57.
- YUAN Min, TIE Bai-qing, TANG Mei-zhen, et al. Effects of different modifiers on growth and chlorophyll content of *Eulaliopsis binata* growing on soil polluted by lead/zinc gangue[J]. *Rural Eco-Environment*, 2005, 21(4): 54-57.
- [31] Walker D J, Clemente R, Bernal M P. Contrasting effects of manure and compost on soil pH, heavy metal availability and growth of *Chenopodium album* L. in a soil contaminated by pyritic mine waste[J]. *Chemosphere*, 2004, 57: 215-224.
- [32] Santibanez C, Verdugo C, Ginocchio R. Phytostabilization of copper mine tailings with biosolids: Implications for metal uptake and productivity of *Lolium perenne* [J]. *Science of The Total Environment*, 2008, 395: 1-10.
- [33] Odell R, Silk W, Green P, et al. Compost amendment of Cu-Zn mine-spoil reduces toxic bioavailable heavy metal concentrations and promotes establishment and biomass production of *Bromus carinatus* (Hook and Arn) [J]. *Environmental Pollution*, 2007, 148: 115-124.
- [34] 吕绪东, 王纯. 烘干鸡粪营养成分的分析[J]. 黑龙江八一农垦大学学报, 2003, 15(2): 36-37.
- LÜ Xu-dong, WANG Chun. An analysis of nutrition constituents of stoved chicken dung[J]. *J of Heilongjiang August First Land Reclamation University*, 2003, 15(2): 36-37.
- [35] Lou L Q, Shen Z G, Li X D. The copper tolerance mechanisms of *Elsholtzia haichowensis*: A plant from copper-enriched soils[J]. *Environmental and Experimental Botany*, 2004, 51: 111-120.
- [36] Khatun S, Ali M B, Hahn E J, et al. Copper toxicity in *Withania somnifera*: Growth and antioxidant enzymes responses of in vitro grown plants[J]. *Environmental and Experimental Botany*, 2008, 64: 279-285.
- [37] Monni S, Salemaa M, White C, et al. Copper resistance of *Calluna vulgaris* originating from the pollution gradient of a Cu-Ni smelter, in Southwest Finland[J]. *Environmental Pollution*, 2000, 109: 211-219.
- [38] Kumar G P, Yadav S K, Thawale P R, et al. Growth of *Jatropha curcas* on heavy metal contaminated soil amended with industrial wastes and *Azotobacter*-A greenhouse study[J]. *Bioresource Technology*, 2008, 99: 2078-2082.
- [39] Chiu K K, Ye Z H, Wong M H. Growth of *Vetiveria zizanioides* and *Phragmites australis* on Pb/Zn and Cu mine tailings amended with manure compost and sewage sludge: A greenhouse study [J]. *Bioresource Technology*, 2006, 97: 158-170.
- [40] 吴清清, 马军伟, 姜丽娜, 等. 鸡粪和垃圾有机肥对苋菜生长及土壤重金属积累的影响[J]. 农业环境科学学报, 2010, 29(7): 1302-1309.
- WU Qing-qing, MA Jun-wei, JIANG Li-na, et al. Effect of poultry and household garbage manure on the growth of *Amaranth tricolor* L. and heavy metal accumulation in soils[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2010, 29(7): 1302-1309.